MODES DE CONTRÔLE DES POISSONS INDÉSIRABLES

REVUE ET ANALYSE CRITIQUE DE LA LITTÉRATURE

par

Pierre Magnan
Pierre East
et
Michèle Lapointe

pour
Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche
et
Fondation de la faune du Québec

Mai 1990

Québec

92-01442/

Direction de la gestion des espèces et des habitats

MODES DE CONTROLE DES POISSONS INDÉSIRABLES

REVUE ET ANALYSE CRITIQUE DE LA LITTERATURE

Par
Pierre Magnan
Pierre East
et
Michèle Lapointe

Université du Québec à Trois-Rivières

Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche
Québec, mai 1990

Rapport technique

Référence à citer:

MAGNAN, P., P. EAST et M. LAPOINTE. 1990. Modes de contrôle des poissons indésirables: revue et analyse critique de la littérature. Université du Québec à Trois-Rivières, pour le ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec et la Fondation de la faune du Québec. Rapp. tech. 198 p.

Dépôt Légal
Bibliothèque nationale du Québec
2e trimestre 1990
ISBN : 2-550-20959-1

AVANT-PROPOS

Etant donné que l'utilisation de certains termes pourrait porter à confusion, il convient d'apporter les précisions suivantes. Ainsi, les termes espèces recherchées et espèces sportives sous-entendent toute espèce qui est appréciée par les pêcheurs sportifs et qui, par conséquent, est favorisée par les gestionnaires de pêcheries sportives. D'autre part, les termes espèces nuisibles, espèces indésirables et espèces non recherchées ne sont pas utilisés dans un sens péjoratif et sous-entendent toute espèce introduite qui a un impact négatif sur les espèces recherchées (indigènes). Par conséquent, un des objectifs de gestion d'une pêcherie sportive sera d'éliminer ou de réduire l'abondance de ces espèces.

RESUME

Les objectifs spécifiques de ce travail étaient: 1) de réaliser une revue exhaustive des modes de contrôle des poissons nuisibles utilisés à ce jour (littérature scientifique, enquête, rencontres); et 2) d'effectuer une analyse critique de ces modes de contrôle afin d'identifier lesquels seraient les plus adéquats pour la restauration des populations d'Omble de fontaine au Québec. La revue de littérature ainsi que l'enquête auprès des différents intervenants (sondage et rencontres) ont fait ressortir cinq grandes catégories de contrôle des espèces nuisibles. La première catégorie, le contrôle chimique, se subdivise en deux grandes approches soit le contrôle des espèces nuisibles à l'aide d'agents non sélectifs et le contrôle à l'aide d'agents sélectifs. Le contrôle chimique à l'aide d'agents non sélectifs consiste en l'empoisonnement de toutes les espèces retrouvées dans un plan d'eau et au repeuplement subséquent avec des individus généralement produits en pisciculture. Le contrôle chimique à l'aide d'agents sélectifs consiste pour sa part en l'utilisation d'un produit qui sera nocif pour une seule des espèces présentes. La deuxième grande catégorie de contrôle des espèces nuisibles, le contrôle physique, consiste essentiellement en l'application de programmes de retrait massif des espèces dites indésirables, de façon à diminuer leur impact sur les espèces recherchées, ou encore en l'utilisation d'entraves à la circulation des poissons qui interdisent l'accès des eaux non envahies ou restaurées. Une troisième catégorie favorise plutôt l'utilisation d'agents biologiques comme l'introduction de prédateurs, de pathogènes ou les manipulations génétiques pour effectuer le contrôle des espèces nuisibles. Issue de ces trois premières catégories de contrôle, une quatrième catégorie consiste en l'utilisation parallèle de deux ou plusieurs méthodes pour contrôler de façon plus efficace les espèces non recherchées. Il pourrait s'agir par exemple d'une opération de retrait massif effectuée sur les sites de reproduction de l'espèce à contrôler, couplée à l'utilisation d'agents toxiques (sélectifs ou non). Enfin, la cinquième grande catégorie de contrôle des espèces nuisibles, la lutte intégrée, s'inspire des principes et de la philosophie appliqués en agriculture. Ici, il s'agit essentiellement d'iden-

tifier par des recherches orientées les "maillons faibles" de l'espèce nuisible, et d'agir par la suite sur ces maillons faibles à l'aide des méthodes conventionnelles décrites ci-haut. La lutte intégrée s'appuie également sur le principe de "seuil de nuisance acceptable" en bas duquel il n'est plus économiquement rentable de contrôler une espèce indésirable. Les recommandations de ce rapport suggèrent l'évaluation et le développement de différents modes de contrôle soit le contrôle chimique (évaluation de certains produits déjà existants), le contrôle physique (retrait massif), les méthodes combinées et la lutte intégrée. Les avenues proposées sont les plus susceptibles de donner des résultats à court et moyen termes et ainsi d'être amorties dans des délais raisonnables.

TABLE DES MATIERES

Page

AVANT-PROPOS iii
RESUME v
TABLE DES MATIERES vii
LISTE DES TABLEAUX xi
LISTE DES FIGURES xiii
LISTE DES ANNEXES xv

1. INTRODUCTION 1
   1.1 Problématique 1
   1.2 Objectifs spécifiques 3

2. METHODOLOGIE 4
   2.1 Recherche documentaire 4
   2.2 Enquête auprès des intervenants 5
      2.2.1 Démarche 5
      2.2.2 Résultats globaux 5

3. CONTROLE CHIMIQUE 7
   3.1 Concepts généraux 7
   3.2 Description des principaux produits toxiques 9
      3.2.1 Insecticides piscicides 9
         3.2.1.1 Organochlorés 9
            Thiodan 10
            Endrine 10
            Toxaphène 11
         3.2.1.2 Organophosphorés 12
            Malathion 13
            DDVP 14
            Guthion 14
         3.2.1.3 Carbamates 15
            Carbaryl 15

Page

3.2.1.4 Thiocyanates 16
Thanite 16
3.2.2 Molluscicides piscicides 17
3.2.2.1 Bayer 73 17
3.2.2.2 PCP 18
3.2.3 Herbicides piscicides 19
3.2.3.1 Ammoniaque 19
3.2.3.2 Aqualine 20
3.2.3.3 Sulfate de cuivre 20
3.2.4 Stérilisants piscicides 21
3.2.4.1 Chlore 21
3.2.4.2 Chaux 21
3.2.4.3 Cyanure de sodium 22
3.2.5 Piscicides 23
3.2.5.1 Antimycine A 23
3.2.5.2 Carbure de calcium 25
3.2.5.3 Piscicides botaniques 25
Roténone 26
Nicotine 26
Juglone 26
Pyréthrine 27
3.2.5.4 Salicylanilide I 28
3.2.5.5 Squoxine 29
3.2.5.6 GD-174 30
3.2.5.7 TFM 31

4. CONTROLE PHYSIQUE 33
4.1 Principes généraux 33
4.2 Retrait massif 34
4.2.1 Vue générale 34
4.2.2 Méthodes utilisées 35
4.2.2.1 Engins de pêche 35
4.2.2.2 Utilisation de l'électricité 38
Pêche électrique 38

Page

Barrières électriques 39
4.2.2.3 Pêche commerciale 39
4.2.2.4 Pêche sportive 40
4.2.3 Effets et mécanismes 41
4.2.3.1 Bénéfices attendus 41
4.2.3.2 Observations sur les Cyprinidés et le Meunier noir 41
4.2.3.3 Autres espèces 44
4.2.3.4 Pêche commerciale 44
4.2.3.5 Facteurs de réussite 45
4.2.4 Controverse sur l'utilité du retrait massif . . . 46
4.3 Entraves à la circulation des poissons 48
4.3.1 Dispositifs d'interdiction passifs 48
4.3.2 Barrières et guides physiologiques 50
4.3.2.1 Ecrans électriques 50
4.3.2.2 Rideaux de bulles 51
4.3.2.3 Barrières lumineuses 52
4.3.2.4 Barrières acoustiques 53
4.3.2.5 Barrières hydrodynamiques 54
4.3.2.6 Energie thermique 54
4.3.2.7 Autres 55

5. CONTROLE BIOLOGIQUE 56
5.1 Principes généraux 56
5.2 Relations prédateurs-proies 57
5.3 Introduction de pathogènes 59
5.4 Manipulations génétiques 61
5.4.1 Stérilisation 61
5.4.2 Polyploïdie 63
5.4.3 Développement de lignées supérieures 63

6. APPROCHES COMBINEES. 65
6.1 Manipulation du niveau de l'eau 65
6.2 Manipulation de l'environnement 67

Page

6.3 Substances attractives/répulsives 67

7. LUTTE INTEGREE 69
7.1 Principes généraux 69
7.2 Définition 70
7.3 Philosophie de l'approche 71
7.3.1 Conception holistique 71
7.3.2 Rapports coûts-bénéfices 72
7.3.3 Compatibilité et adaptabilité 72
7.4 Etablissement d'un programme de lutte intégrée 73
7.4.1 Acquisition de connaissances 73
7.4.2 Outils de la lutte intégrée 74
7.4.3 Suivi du programme 75

8. ENQUETE AUPRES DES INTERVENANTS 76
8.1 Synthèse de l'information 76
8.1.1 Canada 76
8.1.2 Etats-Unis 78
8.1.3 Europe 79
8.2 Fiches synoptiques par répondant 80

9. CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS 144

LISTE DES REFERENCES 150
ANNEXES. 175

Page

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 Résultats globaux de l'enquête auprès des intervenants 6

LISTE DES FIGURES

Figure 1 Modes de contrôle des espèces nuisibles 146

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1 Lettre et questionnaire de l'enquête 175
Annexe 2 Liste des espèces indésirables 183
Annexe 3 Liste des répondants 189

1. INTRODUCTION

1.1 Problématique

L'Omble de fontaine, Salvelinus fontinalis, est l'espèce la plus exploitée par la pêche sportive au Québec. Une enquête réalisée en 1985 par le ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec conjointement avec le ministère canadien des Pêches et des Océans (1988), indique que cette espèce est recherchée par 41,9% des pêcheurs résidents du Québec et cumule plus de 31% de tous les poissons capturés sportivement, soit 31,6 millions des prises annuelles. De plus, cette pêcherie est celle qui génère les retombées socio-économiques les plus importantes si on la compare aux autres pêcheries sportives qui ont cours sur le territoire québécois (Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec et ministère canadien des Pêches et des Océans 1988).

Avant que la pêche sportive ne devienne une activité très importante, l'Omble de fontaine était la seule espèce présente dans la majorité des plans d'eau du bouclier laurentien. Aujourd'hui, l'Omble de fontaine est souvent retrouvée en association avec une ou plusieurs espèces d'eau fraîche, principalement le Meunier noir, Catostomus commersoni, le Mulet à cornes, Semotilus atromaculatus, le Ventre rouge du nord, Phoxinus eos, et la Perchaude, Perca flavescens. Ces espèces ont généralement été introduites par les pêcheurs utilisant des poissons-appâts, et elles se sont rapidement propagées dans plusieurs réseaux hydrographiques. A titre d'exemple, les données d'inventaires effectués dans les réserves Saint-Maurice et Mastigouche (Mauricie) indiquent que 60% des lacs dénombrés contiennent au moins une autre espèce vivant avec l'Omble de fontaine.

Plusieurs études ont démontré que l'introduction de Meunier noir, de Mulet à cornes et de Perchaude pouvait avoir un impact très important sur les populations d'Omble de fontaine (Fraser 1981; Magnan et FitzGerald 1982, 1984a; Beaudoin et Blais 1983; Blais et al. 1985; Tremblay et Magnan 1988; Magnan 1988, 1989; Lachance et Magnan 1989).

Au niveau de la gestion de la pêche sportive, un des impacts les plus dommageables est sans doute la diminution de 30 à 70% des rendements en Omble de fontaine engendrée par l'introduction de ces espèces. Ces diminutions de rendement se traduisent par une perte annuelle de plus de 30 000 jours-pêcheur évalués à 1,2 million de dollars, dans la seule réserve Mastigouche, en Mauricie (J. Benoit, comm. pers.)[1]. Si l'on transpose ces chiffres à l'ensemble des secteurs perturbés, on peut constater que l'introduction d'espèces nuisibles représente un impact socio-économique considérable pour cette pêcherie.

En raison de l'ampleur du phénomène, la restauration même partielle du potentiel perdu pose un problème majeur de mise en valeur de la faune. La technologie actuelle de restauration des populations d'Omble de fontaine consiste en l'empoisonnement de toutes les espèces retrouvées dans un plan d'eau et au repeuplement subséquent avec des ombles produits en pisciculture. Sauf dans le cas des plans d'eau de petite superficie, cette technologie n'élimine que très rarement tous les poissons nuisibles, et son utilisation à grande échelle en fait une solution coûteuse. De plus, étant donné qu'une des priorités du ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec est de conserver l'intégrité du patrimoine faunique (Benoit et al. 1988), les méthodes actuelles de restauration demeurent donc inadéquates. En effet, dans la majorité des cas, le repeuplement de plans d'eau restaurés n'est pas effectué avec des individus de la population d'origine.

Jusqu'à présent, aucune technologie alternative n'a été développée afin de réduire la compétition des espèces nuisibles sur l'Omble de fontaine. Des méthodes comme le lampricide TFM utilisé pour le contrôle de la Lamproie marine, Petromyzon marinus, dans les Grands Lacs, ou encore l'emploi de micro-organismes analogues à l'agent BT qui contrôle la prolifération de la Tordeuse du bourgeon de l'épinette seraient autant d'avenues à évaluer afin de développer une façon efficace et peu coûteuse de rehausser le rendement des populations d'Omble de fon-

---

1. Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, Direction régionale de Trois-Rivières.

taine. Le ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec et la Fondation de la Faune du Québec ont donc mandaté le Laboratoire de recherche sur les communautés aquatiques de l'Université du Québec à Trois-Rivières pour faire une telle évaluation.

1.2 Objectifs spécifiques

Les objectifs spécifiques de cette étude étaient:

1) De réaliser une revue exhaustive des modes de contrôle des poissons nuisibles utilisés à ce jour, à l'exception de la roténone;
2) D'effectuer une analyse critique de ces modes de contrôle afin d'identifier lesquels seraient les plus adéquats pour la restauration des populations d'Omble de fontaine au Québec;
3) De proposer un protocole de développement et de vérification de la technologie retenue.

Pour des raisons pratiques, ces trois objectifs seront présentés dans deux documents différents. Ainsi, la revue de littérature et l'analyse critique des différents modes de contrôle utilisés seront présentés dans la première partie du rapport, alors que le protocole de développement et de vérification de la technologie retenue fera l'objet de la seconde partie.

2. METHODOLOGIE

2.1 Recherche documentaire

Dans un premier temps, nous avons effectué un dépouillement systématique de la banque de références "Current references in fish research" de 1976 à 1988 (Cvancara 1988). Cet index, qui couvre plus de 400 revues scientifiques, répertorie tous les titres d'articles ayant trait aux poissons. Nous avons par la suite fait un dépouillement systématique de certaines revues scientifiques dont le Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques de 1950 à 1988, le "Transactions of the American Fisheries Society" de 1950 à 1988, la revue "North American Journal of Fisheries Management" de 1981 à 1988 et enfin la revue "California Fish and Game" de 1962 à 1983. Nous avons aussi examiné toutes les sections "Biologie" et "Rapport avec l'homme" dans Scott et Crossman (1974).

L'ensemble de ces recherches a permis de trouver plusieurs références de base et de mettre au point la banque de mots-clés utilisée pour la recherche informatisée. Les différents mots-clés employés ont été d'une part, des termes anglais spécifiques se rapportant au contrôle des poissons: piscicide, mechanical reduction, biological control, reclamation, fish removal, fish control; et d'autre part, les noms anglais et latins d'espèces considérées comme indésirables: white sucker, Catostomus commersoni, creek chub, Semotilus atromaculatus, common shiner, Notropis cornutus, squawfish, Ptychocheilus oregonensis, burbot, Lota lota, gizzard shad, Dorosoma cepedianum, redside shiner, Richardsonius balteatus, brown bullhead, Ictalurus nebulosus, black bullhead, Ictalurus melas, common carp, Cyprinus carpio, sculpin, Cottus asper. Nous avons utilisé les banques de données "Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts" et "Biosis" couvrant les années 1969 à 1987. L'ensemble des étapes de cette recherche documentaire nous a permis de consulter un total de 351 références dont plus de 86% se sont avérées pertinentes.

2.2 Enquête auprès des intervenants

2.2.1 Démarche

Une enquête a été conduite en novembre 1988 auprès d'agences gouvernementales ou de centres de recherche dans chaque province ou territoire canadien et dans chaque état américain. Nous avons aussi consulté certains pays européens, membres de la commission consultative sur les pêcheries des eaux intérieures européennes (Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture). Les objectifs étaient: 1) de connaître les moyens de contrôle utilisés à l'extérieur du Québec; 2) de savoir si des recherches étaient actuellement en cours sur le sujet; et 3) d'obtenir des rapports techniques ou des informations non publiées. La méthodologie s'inspire de celle de Cloutier et Pomerleau (1987). Le questionnaire comportait six questions ouvertes touchant les espèces indésirables, les problèmes engendrés, les méthodes de contrôle et s'il y avait lieu, la recherche interne actuelle ou passée (voir annexe 1). Nous avons de plus demandé aux répondants de nous indiquer toute autre personne-ressource et de nous faire parvenir les rapports ou publications disponibles sur ce sujet. L'envoi était accompagné d'une lettre expliquant le cadre de cette enquête et les objectifs visés (voir annexe 1). Les coordonnées des répondants ont été obtenues dans l'édition 1987 du "Conservation Directory" (Bryant 1987) puis ensuite, des contacts fournis par les répondants eux-mêmes. Rappelons que l'enquête concernait les modes de contrôle utilisés à l'extérieur du Québec, et qu'il n'y a par conséquent aucun répondant du Québec.

2.2.2 Résultats globaux

Le questionnaire a été envoyé à 87 intervenants, principalement des gestionnaires de la pêche sportive ou des chercheurs déjà impliqués dans le contrôle des espèces nuisibles, dans différentes unités administratives ou de recherche au Canada, aux Etats-Unis et en Europe. Aux réponses qui nous sont parvenues (tableau 1) se sont joints 78 documents (rapports, tirés-à-part, dépliants) et 23 mentions de person-

nes-ressources à contacter, ce qui a porté à 110 le nombre total d'envois. L'enquête a aussi permis un échange (par courrier et téléphone) avec les responsables du contrôle de la Lamproie marine dans les Grands Lacs et contribué à la préparation du voyage d'études.

Tableau 1. Résultats globaux de l'enquête auprès des intervenants.

	Nb d'unités contactées	Nb de réponses reçues	Taux de réponses %
Canada	18	11	61,1
Etats-Unis	70	50	69,4
Europe	22	13	59,1
Total	110	74	67,3

3. CONTROLE CHIMIQUE

3.1 Concepts généraux

La restauration d'un plan d'eau a pour but d'éliminer les espèces de poissons nuisibles pour réintroduire des espèces plus intéressantes et leur permettre de se développer en l'absence de prédation et/ou de compétition interspécifique. Les piscicides utilisés lors d'une restauration sont généralement des produits chimiques à large spectre d'action, c'est-à-dire qu'ils tuent toutes les espèces de poissons présentes dans le site à traiter. Les piscicides peuvent cependant être utilisés de façon locale pour tuer des poissons dans une zone spécifique d'un plan d'eau (ex.: frayère) et par le fait même éliminer seulement une ou quelques espèces visées. D'autre part, il existe des piscicides sélectifs utilisés pour tuer seulement certaines espèces (section 3.2).

Selon Prévost (1960) ainsi que Lennon et al. (1971), les piscicides sont beaucoup plus efficaces que les filets ou les trappes pour débarrasser un lac des espèces nuisibles. Lennon et al. (1971), Klingbiel (1975) et Lopinot (1975), ainsi que Trimberger (1975) expliquent la popularité des piscicides comme moyen de contrôle, par la popularité toujours grandissante de la pêche sportive. Cette activité est axée sur quelques espèces seulement et les populations sont souvent fortement déséquilibrées par l'introduction d'espèces indésirables. Maintes fois, les piscicides ont permis et permettent encore de rétablir des sites de pêche de haute qualité, qui autrement seraient délaissés par les pêcheurs sportifs (Lennon et al. 1971; Beaudoin et Blais 1983; Blais et al. 1985). Il existe une grande quantité de produits toxiques qui sont ou ont été utilisés à des fins d'aménagement. Nous avons classé les produits testés ou employés comme piscicides en cinq grandes catégories qui sont basées sur l'utilisation première des composés chimiques. On retrouve 1) les insecticides-piscicides; 2) les molluscicides-piscicides; 3) les herbicides-piscicides; 4) les stérilisants-piscicides; et enfin 5) les piscicides proprement dits. Chacune de ces catégories regroupe un nombre plus ou moins grand de produits

toxiques qui sont utilisés ou ont déjà été utilisés au moins une fois en nature pour contrôler des espèces nuisibles (voir détails à la section 3.2). Une attention spéciale doit être portée sur tous les produits chimiques employés. La majeure partie de ces produits sont considérés comme dangereux et doivent par conséquent être soumis à une évaluation précise pour en déterminer la toxicité sur les espèces cibles et non cibles, et aussi évaluer leur applicabilité en tenant compte des effets sur l'environnement (Schnick et Meyer 1978, Schnick et al. 1986). Lennon et Walker (1964) ont exposé la procédure par laquelle tous les nouveaux produits toxiques sont évalués pour être considérés comme piscicide potentiellement acceptable et utilisable. En général, ces produits ont été rarement testés de façon exhaustive quant à la rémanence, à la toxicité sur les espèces non cibles (invertébrés, vertébrés terrestres), et à l'accumulation au niveau des poissons. C'est en majeure partie pour cette raison que très peu de produits toxiques sont actuellement enregistrés. Par exemple, on ne retrouve aux Etats-Unis que quatre produits chimiques enregistrés comme piscicide, soit le clonitralide (Bayer 73), le TFM (3-trifluorométhyl-4-nitrophénol), la roténone et l'antimycine A (Schnick et al. 1986). On retrouve évidemment plusieurs marques de commerce, mais il s'agit toujours de l'un de ces produits.

Certains produits comme le toxaphène et l'endrine sont interdits à la grandeur des Etats-Unis depuis 1970 (Lennon et al. 1971). Les produits comme l'hexachlorite de benzène, les composés à base de cyanure, le parathion (éthyle ou méthyle), le Guthion et le Thiodan sont sur des listes spéciales et ne devraient être utilisés que sur de très petits plans d'eau (étang) et en dernier ressort, lorsque tous les autres produits ont échoué (Lennon et al. 1971). Dernièrement, certains produits qui étaient en liste pour un enregistrement éventuel aux Etats-Unis ont été délaissés soit à cause de leur danger d'utilisation ou de leur rémanence dans l'environnement. Il s'agit de l'Aqualine (acroléine), du Thanite, du GD-174 (2-[digéranylamine]-éthanol), de l'ammoniaque, de l'acriflavine et du cyanure de sodium (Schnick et al. 1986). Schnick et Meyer (1978) indiquent les étapes que doit suivre un candidat piscicide pour être enregistré aux Etats-Unis soit par

l'Agence de protection environnementale (EPA) ou par l'Administration des aliments et des drogues (FDA). Compte tenu des objectifs de cette recherche, nous allons néanmoins faire une revue des principaux produits toxiques tout en indiquant s'ils sont présentement utilisés ou non à des fins d'aménagement.

3.2 Description des principaux produits toxiques

Un très grand nombre de produits chimiques ont été testés comme piscicides. Ainsi, la découverte du lampricide TFM a requis des tests sur plus de 6 500 produits (Meyer et schnick 1983). Le présent document ne présentera que les produits qui ont été utilisés ou considérés sérieusement comme piscicides.

3.2.1 Insecticides piscicides

Plusieurs insecticides organiques (organochlorés, organophosphorés, carbamates, thiocyanates) ont été utilisés à quelques reprises comme piscicides. En général, leur utilisation s'est avérée catastrophique à cause de leur extrême toxicité pour tous les organismes présents ainsi que leur très grande persistance dans le milieu. Conséquemment, aucun de ces produits n'est enregistré aux Etats-Unis (Schnick et al. 1986).

3.2.1.1 Organochlorés

Ce sont des insecticides constitués de carbone, de chlore et d'hydrogène. On retrouve dans cette catégorie les sous-catégories suivantes: 1) le DDT et les insecticides associés; 2) les hexachlorés cyclohexanes (HCH); 3) les cyclodiennes; et 4) les polychloroterpènes. Les insecticides organochlorés qui ont été utilisés comme piscicides font partie de la sous-catégorie des cyclodiennes (Thiodane, endrine) et de celle des polychloroterpènes (toxaphène). Le mode d'action des organochlorés cyclodiennes et polychloroterpènes s'effectue au niveau des neurones par un déséquilibre entre les ions sodium et potassium. Les symptômes sont relativement semblables d'un animal à l'autre et consistent en une

activité nerveuse intense, suivie de convulsions et enfin de la mort (Ware 1983).

Thiodan

L'endosulfan, aussi connu sous le nom de Thiodan, est considéré comme un insecticide persistant dans l'environnement. Comme tous les cyclodiennes, son utilisation est désormais interdite en agriculture (Ware 1983). Selon Lennon et al. (1971), peu d'études ont été menées pour évaluer son efficacité comme piscicide. Selon Schoettger (1970) ainsi que Lennon et al. (1971), les poissons sont sept fois plus sensibles au Thiodan que les invertébrés. Ce produit est très peu sélectif chez des espèces comme les carpes ou les meuniers. Le Thiodan est aujourd'hui définitivement écarté comme piscicide potentiel, principalement à cause de sa rémanence dans l'environnement (Ware 1983).

Endrine

L'endrine est un des candidats piscicides les plus puissants jamais créés (Ware 1983). L'intérêt majeur soulevé par l'endrine était son coût d'utilisation très faible en comparaison à la roténone, permettant ainsi un traitement sur des plans d'eau de grande dimension (Prévost 1960). Selon Hacker (1978), J.H. Stevenson aurait été le premier à mesurer la toxicité de l'endrine sur les poissons en 1952. Selon Henderson et al. (1959), l'endrine est le plus puissant des 10 organochlorés testés sur quatre espèces de poissons (Tête-de-boule, Pimephales promelas; Crapet arlequin, Lepomis macrochirus; Carassin, Carassius auratus; Guppy, Lebistes reticulatus). Une concentration aussi faible que 0,60 ppb est suffisante pour créer 50% de mortalité en 96 heures chez le Crapet arlequin. Des changements du milieu tels que le pH, l'alcalinité et la dureté semblent avoir peu d'effet sur la toxicité de l'endrine (Henderson et al. 1959). L'endrine a été utilisée au Québec pour la première fois en 1958, puis à quelques reprises par la suite (Prévost 1960). Ce produit est extrêmement rémanent dans l'environnement et selon Lennon et al. (1971), le produit peut persister plus d'un mois en lac. Selon Ware (1983) des traitements

effectués sur des structures de bois contre les termites ont démontré que la rémanence du produit pouvait s'échelonner sur une période allant jusqu'à trente ans. Comme pour les autres produits organochlorés cyclodiennes, l'utilisation de l'endrine a été prohibée comme piscicide potentiel.

Toxaphène

Le toxaphène (camphène chloré) est un insecticide très puissant qui a été largement utilisé en agriculture dans les années 50 à 70 (Ware 1983). Ce produit, bien que moins toxique et moins rémanent que les cyclodiennes, est extrêmement toxique pour les poissons (Ware 1983). Son mode d'action sur le métabolisme est à peu près semblable aux cyclodiennes et consiste à créer un déséquilibre des ions sodium et potassium (Ware 1983). Selon Cumming (1975), les premiers essais du toxaphène sur les poissons furent effectués par Sarber en 1948. Henderson et al. (1959) ont comparé 10 organochlorés pour évaluer leur toxicité et ont classé le toxaphène au second rang après l'endrine. Selon Hooper et Grzenda (1955), le toxaphène est plus toxique en eau dure qu'en eau douce. De plus, la toxicité de ce produit augmente avec la température de l'eau (Mahdi 1966). Le toxaphène s'élimine plus rapidement en présence de lumière, de température élevée, de forte concentration d'oxygène dissous et en présence d'un substrat abritant des micro-organismes (Hooper et Grzenda 1955). Mahdi (1966) a évalué la susceptibilité de certaines espèces de poissons (Ictaluridés, Cyprinidés et Salmonidés). Le Carassin serait le plus résistant, les autres espèces étant très rapidement affectées par le produit. Le toxaphène est léthal pour tous les poissons à des concentrations inférieures à 0,1 ppm. Hemphill (1954) fut le premier à décrire les résultats d'une application de toxaphène en nature pour tenter de contrôler la Carpe, Cyprinus carpio, dans deux lacs de l'Arizona. Selon Prévost (1960), la première utilisation au Québec date de 1956.

Le toxaphène a été utilisé comme piscicide sur plusieurs plans d'eau pour des empoisonnements totaux (Haskell 1955, Stringer et McMynn 1960, Borovicka 1961, Henegar 1966, Warnick 1966), ou partiels (Hooper et

Fukano 1960, Patriarche 1963, Primising et Hacker 1964a, 1964b). Selon Killian (1953) le toxaphène ne peut être utilisé adéquatement comme piscicide sélectif pour effectuer des traitements locaux puisqu'il se distribue trop rapidement et ce, à la grandeur du lac. Prévost (1960) soulève l'avantage de ce produit en terme de coût comparativement à la roténone pour traiter des plans d'eaux de grande dimension. Cependant, Swain (1979a) mentionne que l'utilisation du toxaphène pour contrôler la Carpe au Manitoba et au Dakota du Nord a donné des résultats plus ou moins intéressants, dans la mesure où les coûts de traitement des grands plans d'eau peuvent devenir prohibitifs tout en causant des dommages à l'environnement (Cumming 1975).

Les effets du toxaphène sur la physico-chimie et la faune annexe ont été étudiés entre autres par Gebhards (1960), Wollitz (1962), Henegar (1966), Needham (1966), et Hughes (1968). Gebhards (1960) met en évidence la toxicité extrême de ce produit chez les mammifères et les oiseaux qui sont en contact avec l'eau traitée. Rover (1966) a mis au point un protocole pour déterminer le taux de détoxification du toxaphène dans un lac traité. La concentration de toxaphène ne serait nullement diminuée durant les mois d'hiver et l'augmentation printanière serait due au brassage des eaux du fond qui sont plus contaminées. La persistance dans l'environnement a été le facteur déterminant qui a engendré l'arrêt d'utilisation de ce produit comme piscicide dans la majeure partie des Etats-Unis (Cumming 1975). En effet, McCauley et Fry (1986) ont effectué des tests en lac et ont déterminé que le produit demeurait toxique dans le milieu pour une période allant de deux à dix mois. Terrière et al. (1966) ont rapporté le cas d'un lac en Oregon où la toxicité s'est maintenue sur une période aussi longue que cinq ans. Le toxaphène est d'ailleurs maintenant écarté à tout jamais d'une possibilité d'enregistrement (Schnick et al. 1986).

3.2.1.2 Organophosphorés

Les insecticides organophosphorés ont remplacé presque complètement tous les organochlorés trop persistants. Ils sont catégorisés par la présence de phosphore dans le produit et sont largement utilisés comme

insecticides domestiques. Ils sont en général plus toxiques pour les vertébrés que les organochlorés, mais ils sont beaucoup moins persistants dans l'environnement (Ware 1983). Deux des piscicides potentiels testés, soit le malathion et le dichlorvos font partie de la catégorie des organophosphorés aliphatiques (organophosphorés composés de dérivés simples d'acide phosphorique reliés entre eux par du carbone). On retrouve aussi un candidat piscicide dans les organophosphorés hétérocycles (produits dont la structure du cycle est composé d'un ou plusieurs atomes différents), l'azinphosméthyle communément appelé Guthion. L'intérêt des organophosphorés pour l'aménagement piscicole réside dans la possibilité de les employer comme piscicides sélectifs, selon la dose utilisée (Meyer 1965, Konar 1969, Lennon et al. 1971).

Malathion

Le malathion est le plus vieil organophosphoré aliphatique (Eto 1974). Il a été adopté comme insecticide en agriculture en 1950 (Ware 1983). Il est considéré comme tellement peu toxique chez les mammifères qu'il est prescrit pour le contrôle des puces et tiques chez les chiens et chats, et même des poux chez l'humain (Ware 1983). Walker (1969) a fait une revue de littérature sur ce produit afin d'évaluer son effet sur les poissons et les invertébrés aquatiques. Les résultats démontrent une grande variabilité entre les différentes espèces de poissons et ce, dépendant du temps d'exposition, de la température, du pH et de la dureté de l'eau. Macek et McAllister (1970) mettent en évidence la grande variabilité de la toxicité du malathion selon les familles de poissons. Ces auteurs ont classé par ordre de susceptibilité croissante, les Cyprinidés, les Ictaluridés, les Centrarchidés et enfin les Salmonidés. Quelques pisciculteurs ont utilisé cette grande variabilité dans la susceptibilité des espèces pour contrôler les poissons indésirables dans les étangs d'élevage de Carpe (Lennon et al. 1971). Bills et Marking (1988) ont analysé 19 pesticides pour identifier un produit capable de contrôler l'Ecrevisse sans nuire aux poissons. Le malathion a été écarté puisqu'il était dix fois plus toxique pour le Crapet arlequin que pour l'Ecrevisse. Henderson et al. (1959) ont comparé la toxicité des organochlorés et des organophosphorés. Ils ont

conclu entre autres que l'endrine peut être 10 000 fois plus puissante que le malathion, et que la rémanence est beaucoup plus faible chez les organophosphorés. Des études de Hoff et Westman (1965) ont également mis en évidence qu'un mélange de deux parties de dibrome pour trois parties de malathion, appliqué à une concentration de 0,1 ppm, était plus toxique pour le Crapet arlequin que pour l'Achigan à grande bouche, Micropterus salmoides. Le malathion pourrait donc avoir une utilité en aménagement piscicole, principalement comme piscicide sélectif dans certains élevages de poissons. Cependant plusieurs études restent à faire sur les résidus dans l'eau des bassins d'élevage et dans la chair du poisson (Lennon et al. 1971).

DDVP

Le DDVP, connu aussi sous le nom de dichlorvos ou Vapona, est un autre produit organophosphoré qui a été utilisé comme piscicide sélectif dans les étangs d'élevage de carpes. Les premiers essais de ce produit ont été mené en Inde par Srivastava et Konar (1966). Ils ont conclu que le DDVP était efficace pour tuer sélectivement les prédateurs vertébrés (poissons) et invertébrés dans les étangs d'élevage de la Carpe. La dose léthale est beaucoup plus faible pour tuer les insectes que pour tuer les poissons. Konar (1969) a fait une étude comparative pour mesurer l'efficacité du dichlorvos et du phosphamidon comme piscicides sélectifs. Les deux produits se sont avérés efficaces pour contrôler les insectes et les poissons prédateurs, sans nuire à la Carpe. Cependant, le DDVP est beaucoup moins affecté par le pH et la turbidité que le phosphamidon. De plus, la persistance du DDVP dans le milieu dure environ trois semaines (Lennon et al. 1971) comparativement à deux mois pour le phosphamidon (Konar 1969), ce qui en fait un piscicide plus intéressant. Enfin, le phytoplancton serait beaucoup plus résistant que le zooplancton à l'action de ces pesticides.

Guthion

Le Guthion (azinphosméthyle) a été utilisé en pisciculture comme moyen de contrôle des Centrarchidés dans les étangs de poissons-appâts

(Cyprinidés) (Lennon et al. 1971). Meyer (1965) a fait des expériences en laboratoire et en nature pour évaluer ce produit comme piscicide sélectif. Les principales conclusions sont que le Guthion est peu affecté par la physico-chimie de l'eau. Il semble avoir peu d'effet sur le zooplancton. La Barbue de rivière, Ictalurus punctatus est beaucoup plus résistante au Guthion que les Cyprinidés et surtout les Centrarchidés qui sont très affectés. La détoxication de l'eau est relativement rapide, soit deux semaines. Cependant les poissons affectés par le Guthion ne peuvent être consommés. Ce produit semble avoir plus de potentiel comme piscicide sélectif que le malathion (Lennon et al. 1971). Il pourrait être utilisé en aménagement d'étang à des concentrations qui n'affectent pas la Barbue de rivière mais qui contrôlent à peu près toutes les autres espèces indésirables (Meyer 1965).

3.2.1.3 Carbamates

Les carbamates sont des dérivés de l'acide carbamique et comme pour les organophosphates, leur mode d'action est d'inhiber l'enzyme vitale cholinestérase (Kuhr et Dorough 1977). Le seul candidat retenu comme piscicide est le carbaryl, plus communément appelé Sevin. Ce produit a été le premier carbamate vraiment efficace comme pesticide. Les deux qualités qui l'ont popularisé sont un effet toxique très faible chez les mammifères tant au niveau oral que topique et un large spectre de contrôle chez les insectes (Ware 1983).

Carbaryl

Le carbaryl a été évalué par Macek et McAllister (1970) afin de vérifier sa toxicité comparativement à certains organochlorés et organophosphorés. Il a été classé au dernier rang d'efficacité avec un autre carbamate, le Zectran. Les auteurs ont cependant noté des différences marquées entre les familles (Cyprinidés, Ictaluridés, Centrarchidés, Salmonidés), au niveau de la susceptibilité au produit. Il y aurait donc lieu de considérer le carbaryl comme piscicide sélectif. Le carbaryl a été évalué par Bills et Marking (1988) comme

pesticide sélectif pour l'Ecrevisse, mais sans succès. La dose requise pour occasionner 100 % de mortalité chez le Crapet arlequin doit être aussi élevée pour le carbaryl que pour le TFM, soit autour de 6 mg/l (Bills et Marking 1988).

3.2.1.4 Thiocyanates

Ces insecticides à l'odeur caractéristique de créosote sont relativement sécuritaires pour les humains et les animaux, et ils sont très efficaces pour contrôler les insectes volants (Ware 1983). Leur mode d'action est d'interférer au niveau de la respiration et du métabolisme cellulaire (cytochrome oxydase). Ce produit est en baisse de popularité avec la venue des pyréthroïdes synthétiques et va probablement être retiré dans un avenir prochain (Ware 1983). Le seul candidat employé comme piscicide est l'isobornyl thiocyanoacétate, mieux connu sous le nom de Thanite.

Thanite

Le Thanite a tout d'abord été utilisé comme anesthésiant et ensuite comme piscicide (Lennon et al. 1971). Selon Lewis (1968) l'avantage le plus intéressant du Thanite est qu'il permet de faire le retrait massif de poissons sans détruire les espèces recherchées. En effet, un poisson affecté par le Thanite peut être récupéré si on le place en eau fraîche. De plus, le produit appliqué selon un certain dosage (0,9 à 1,5 mg/l) peut devenir sélectif pour les Centrarchidés dans les étangs d'élevage de Cyprinidés et d'Ictaluridés. Cependant, le Thanite a des propriétés répulsives pour les crapets (Cumming 1975). Cumming et al. (1975) ont comparé le Thanite à d'autres piscicides tels la roténone et l'antimycine A pour faire un contrôle de la Carpe. Le Thanite n'a pu intoxiquer que 44 % des carpes de grande taille à une concentration égale à 4,5 mg/l et 54 %, à une concentration de 5 mg/l, comparativement à 100 % des carpes pour l'antimycine A (6 mg/l) et la roténone (2 mg/l). De plus, l'effet du Thanite varie chez les carpes selon la taille, les individus de petite taille étant très peu affectés (4 %). En 1985, les spécialistes américains ont rejeté la possibilité

de soumettre le Thanite à l'enregistrement, à cause des dangers reliés à son utilisation (Schnick et al. 1986).

3.2.2 Molluscicides piscicides

3.2.2.1 Bayer 73

Le clonitralide (Bayer 73, Bayluscide; sel 2-aminoéthanol de 2',5-dichloro-4'-nitrosalicylanilide) fait partie de la famille des salicylanilides qui sont reconnus pour leurs propriétés antifongiques et antibiotiques (Ware 1983). Selon Marking et Hogan (1967), le Bayer 73 a tout d'abord été utilisé comme molluscicide. Marking et Hogan (1967) ont fait une revue de littérature sur la toxicité du clonitralide sur le plancton, les poissons et les mammifères. Ils ont déterminé en laboratoire que le produit est fortement toxique pour 18 espèces de poissons, qu'il a un grand spectre d'action, et qu'il n'est donc pas sélectif. La température n'a que très peu d'effet sur ce produit. Cependant, le Bayer 73 est très affecté par un pH élevé et sa dégradation est alors très rapide. L'effet du Bayer 73 serait relativement faible chez les mammifères. Hudson (1979) a comparé la toxicité du TFM et du Bayer 73 sur quatre espèces d'oiseaux. Le Goéland à bec cerclé, Larus delawarensis, a été plus affecté que les trois autres espèces, le Canard malard, Annas plathyrhychos, le Colin de Virginie, Colinus virginianus, et la Caille de Californie, Lophortyx californicus. L'auteur a démontré qu'aux doses utilisées pour le contrôle de la Lamproie marine, les produits représentent très peu de danger pour les oiseaux et ce, même si les toxiques sont utilisés séparément ou en synergie. Marking et Hogan (1967) stipulent que le Bayer 73 est plus toxique que le TFM pour une grande variété d'organismes aquatiques.

Marking et Bills (1985) ont démontré l'effet synergique obtenu par le mélange Bayer 73 et TFM lorsque testé sur des poissons. Rye et King (1976) ont fait des essais en laboratoire pour déterminer la toxicité de deux produits, soit le Bayer 73 à 70% et un mélange composé de TFM à 98% et de Bayer 73 à 2% (TFM-2B), chez 21 espèces d'invertébrés d'eau douce. Le Bayer 73 à 70% était évidemment plus toxique que le TFM-2B

aux concentrations léthales pour la lamproie. Les principales espèces touchées comprenaient les tubellariés et les vers de terre (Tubifex sp. et Lombriculus sp.), les colimaçons (Physa sp. et Pleurocera sp.), les moules (Elipitio dilatalus), les mouches noires (Simulidés), les sangsues (Hirudinés) et les daphnies (Cladocères).

Bills et Marking (1988) ont essayé une série de produits toxiques contre l'Ecrevisse et le Bayer 73 s'est avéré très peu efficace pour éliminer ce Crustacé. Marking (1972a) a effectué des tests de toxicité sur la Carpe d'herbe, Ctenopharyngodon idella, avec plusieurs piscicides dont le Bayer 73 qui s'est classé dernier en terme d'efficacité lorsque comparé aux piscicides classiques: antimycine A, roténone, salicylanilide-I. Ho et Gloss (1987) ont fait des études sur la distribution et la persistance du lampricide Bayer 73 dans le lac Seneca (Finger Lakes, état de New York). Le produit a été distribué sur 41 ha dans un secteur deltaïque. La concentration a été maximale 2,5 heures après l'épandage (573 µg/l) et plus élevée au fond qu'en surface. Toutes les mesures de détection étaient égales ou inférieures à 10 µg/l (concentration détectable partout dans la colonne d'eau) moins de 96 heures après l'épandage. Une migration et une dérive de l'agent chimique ont été détectées.

Le Bayer 73 est employé seul, sous forme de granules, ou sous forme de poudre utilisée en synergie avec le TFM dans un mélange n'excédant pas 2%. Le Bayer 73 est enregistré par l'Environmental Protection Agency (EPA) et la Food and Drug Administration (FDA) des Etats-Unis.

3.2.2.2 PCP

Le PCP ou pentachlorophénol est un molluscicide qui agit aussi comme herbicide et fongicide. Comme tous les produits à base de phénol, sa toxicité est universelle. Il est employé en Egypte pour lutter contre des escargots qui transmettent le parasite causant la schistosomose (Ware 1983). Il est appliqué à l'aide d'un solvant à base de pétrole ou en émulsion. Selon Walker (1969) des concentrations aussi faibles que 0,06 mg/l sont létales pour certaines espèces de poissons en

conditions expérimentales. De plus, la toxicité de ce produit est fonction entre autres du pH et de la température de l'eau.

3.2.3 Herbicides piscicides

3.2.3.1 Ammoniaque

L'ammoniaque a été utilisé dans des étangs par Ramachandran (1960), Champ et al. (1973) ainsi que Subramanian (1983) pour tenter de faire simultanément une destruction des poissons, une destruction de la végétation, et une fertilisation de l'étang. Champ et al. (1973) ont utilisé la méthode d'injection directe d'ammoniaque anhydre, tandis que Subramanian (1983) a utilisé une solution à base d'hydroxyde de calcium et de sulfate d'ammonium dans un rapport 1:1,8. Tous les poissons sont morts suite au traitement et la mortalité s'est échelonnée sur une période d'environ huit heures (Champ et al. 1973) ou 12 heures (Subramanian 1983). La modification la plus apparente dans le milieu a été une élévation rapide et drastique du pH, passant de 6,9 ou 6,3 avant le traitement à 10,3 durant le traitement. La biomasse de phytoplancton a diminué de 96% et celle de zooplancton de 99%. Toute la végétation aquatique à racine a été décimée. Les auteurs ont de plus observé une forte mortalité chez les Ecrevisses et les Gammares. Selon Subramanian (1983), il faut atteindre une concentration de 12 ppm d'azote pour pouvoir détruire avec certitude tous les poissons. Champ et al. (1973) ont relevé 37,7 ppm d'azote une journée après le traitement et 5 ppm après trois mois. Enfin, on a pu observer des grenouilles et des crapauds morts suite au traitement. Marking et al. (1983) ont comparé l'ammoniaque à d'autres piscicides pour contrôler les oeufs et les alevins de certaines espèces de poissons. Aux concentrations usuelles, l'ammoniaque serait beaucoup moins efficace que la roténone ou le chlore. Selon Subramanian (1983), les principaux avantages de l'ammoniaque comme piscicide sont 1) que les poissons demeurent comestibles, puisque l'ammoniaque ne se fixe pas dans les tissus comme le phosphamidon ou le dichlorvos, 2) l'ammoniaque fertilise l'étang entre les ensemencements de poissons et 3) les produits utilisés sont économiques et faciles à obtenir sur le marché. Cependant, la méthode n'est

applicable qu'en eau douce et non tamponnée. Dans le cas contraire, il serait difficile d'obtenir une augmentation du pH nécessaire à l'ionisation de l'ammoniaque, laquelle entraîne l'effet toxique. Les principaux inconvénients de cette méthode sont la rémanence du produit (plusieurs mois) et la faible superficie qu'il est possible de traiter (environ 0,1 ha). Ce produit a définitivement été écarté d'un enregistrement comme piscicide (Schnick et al. 1986).

3.2.3.2 Aqualine

Très peu d'études existent sur l'Aqualine (nom commun: acroléine). St-Amant et al. (1964) ont démontré que l'Aqualine est un produit efficace pour le contrôle du Carassin. L'Aqualine a été utilisée avec succès en Californie pour lutter contre cette espèce et d'autres poissons nuisibles dans de petits étangs (Lennon et al. 1971). L'Aqualine est cependant moins efficace que la roténone, le chlore et le permanganate de potassium pour détruire les larves et les oeufs d'Eperlan arc-en-ciel, Osmerus mordax, de Carpe, de Mulet de l'Utah, Gila atraria, et d'Alose à gésier, Dorosoma cepedianum (Marking et al. 1983). Ce produit doit être appliqué directement sous l'eau à l'aide d'un système de pompes. Selon St-Amant et al. (1964), les principaux avantages de l'Aqualine sont sa thermostabilité et son grand pouvoir de dispersion permettant ainsi une application hivernale sous la glace. L'Aqualine présente cependant des inconvénients majeurs. En effet, sa grande volatilité, son inflammabilité et son pouvoir irritant pour les yeux rendent la manipulation et l'épandage difficiles et risqués (Lennon et al. 1971). Enfin, aux Etats-Unis, l'Aqualine a été définitivement écartée du processus d'homologation à cause du danger d'utilisation (Schnick et al. 1986).

3.2.3.3 Sulfate de cuivre

Ce produit est présentement enregistré aux Etats-Unis comme algicide, herbicide et comme moyen de contrôle des têtards de Grenouille et des Gammares (Schnick et al. 1986). Selon Tremblay (1988), la première utilisation du sulfate de cuivre remonte aussi loin que 1914 et ce

serait en fait le premier produit chimique qui a été utilisé comme piscicide. Le sulfate de cuivre a été utilisé avec succès par Allison (1964) pour le contrôle de la reproduction d'une population de Crapet arlequin dans un étang. Selon Lennon et al. (1971) l'usage de ce produit en tant que piscicide diminue à cause de ses fréquents effets négatifs sur la faune annexe (phytoplancton, zooplancton et insectes) sans toutefois obtenir une mortalité complète des poissons. De plus, avec la venue de produits plus efficaces et moins nocifs pour la faune annexe, l'usage du sulfate de cuivre comme piscicide sera probablement discontinué (Lennon et al. 1971).

3.2.4 Stérilisants piscicides

3.2.4.1 Chlore

Le chlore est employé depuis longtemps en pisciculture pour la désinfection des bassins et de l'équipement (Lennon et al. 1971). Le chlore peut être considéré comme piscicide dans les étangs de pisciculture de petite dimension, où un contrôle et une remise en opération rapide sont prévus. Selon Jackson (1962), le chlore doit être appliqué en assez grande quantité pour pouvoir outrepasser la demande chimique de l'eau et avoir une concentration suffisamment élevée pour éliminer l'espèce à contrôler. Marking et al. (1983) ont effectué une série d'expériences sur quelques produits toxiques dans le but de détruire les oeufs et les larves de certaines espèces de poissons. Le chlore est arrivé au second rang, après la roténone. Cependant, la toxicité de ce produit semble fortement diminuée en présence de matériel oxydable, d'où la difficulté d'utilisation en eau turbide. Enfin, selon Lennon et al. (1971), un avantage du chlore comme piscicide est la facilité avec laquelle il peut être détoxiqué par l'ajout de thiosulphate de sodium, permettant ainsi un repeuplement rapide du lac.

3.2.4.2 Chaux

L'emploi de chaux pour éliminer les parasites et les poissons dans les étangs d'élevage est une pratique qui date des années 30 (Lennon et al.

1971). Selon Markevich (1951), la dose de chaux liquide nécessaire pour désinfecter un étang qui contenait des poissons malades a été de 2 500 kg/ha. Ce produit n'est utilisable que pour la stérilisation d'installations piscicoles.

3.2.4.3 Cyanure de sodium

Bridges (1958) fut le premier à utiliser le cyanure pour des fins d'aménagement aquatique. Le produit a été évalué toxique pour les poissons à des concentrations variant entre 0,5 et 1,5 mg/l. Selon Leland (1964), le cyanure de sodium disparaît du milieu dans un intervalle de quatre à vingt jours suivant l'application. Whitley (1967) indique que le cyanure de sodium est toxique à toutes les températures mais plus rapidement en eau chaude. De plus, l'avantage de ce produit est que ses effets sont réversibles. Un poisson intoxiqué peut ainsi survivre s'il est réintroduit en eau fraîche. Enfin, le cyanure de sodium est beaucoup moins coûteux que la roténone ou l'antimycine A (Lennon et al. 1971; Cumming 1975). Une étude a été effectuée au Québec par Leduc et al. (1973) sur une période de quatre ans. Cinq petits lacs et un étang ont été traités à une concentration de 1 ppm. Une éradication complète des poissons a été obtenue sur trois des six plans d'eau, l'espèce la plus résistante étant la Barbotte brune, Ictalurus nebulosus. La faune annexe semble n'avoir été que partiellement affectée par le traitement. La durée de toxicité du cyanure variait de 24 à 45 jours. La mortalité des ombles de fontaine capturés et replacés en eau froide était cependant élevée. Enfin, Leduc et al. (1973) affirment que le cyanure de sodium n'est pas un produit trop dangereux à utiliser lorsque manipulé de façon adéquate. Cependant, selon Schnick et al. (1986) cette substance est considérée dangereuse et conséquemment, elle a été écartée d'une possibilité d'enregistrement.

3.2.5 Piscicides

3.2.5.1 Antimycine A

L'antimycine A est un antibiotique produit par la bactérie Streptomices sp. (Lennon et Berger 1970; Lennon et al. 1971). Ce produit a été découvert en 1945 par des chercheurs du département de pathologie végétale de l'Université du Wisconsin (Berger 1966; Lennon 1966b; Lennon et Berger 1970; Lennon et al. 1971). L'antimycine A s'avérait prometteur pour le contrôle des pathogènes végétaux. Derse et Strong (1963) ont noté la très grande toxicité de ce produit. Les premiers essais de toxicité de l'antimycine A sur les poissons ont été effectués par Walker et al. (1964). Par la suite, plusieurs études de toxicité ont été effectués en laboratoire sur une multitude d'espèces (Herr et al. 1967; Berger et al. 1969; Schoettger et Svendsen 1970; Gilderhus 1972; Cumming et al. 1975; Schultz et Harman 1976; Marking et Bills 1981). Selon Walker et al. (1964), les familles de poissons les plus sensibles seraient les Salmonidés, les Percidés et les Clupéidés. Les familles à résistance moyenne seraient les Esocidés, les Centrarchidés, les Catostomidés, les Gastérostéidés et les Cyprinidés. Les familles les plus résistantes sont les Ictaluridés, les Amiidés, les Lépisostéidés et un Cyprinidé, le Carassin. Les concentrations létales variaient de 0,8 ppb à 120 ppb.

L'antimycine A a été largement employée en nature pour traiter les lacs et les étangs en vue de détruire tous les poissons et d'introduire par la suite des espèces recherchées (Berger 1964; Berger et Lennon 1967; Crabtree 1967; Powers et Labastille Bowes 1967; Foye 1968; Berger et al. 1969; Cumming et al. 1975; Davis 1979; Meffe 1983). L'antimycine A a aussi été employé comme piscicide sélectif (Helms 1967; Burress 1968, 1970; Burress et Luhning 1969), entre autres dans les étangs à Barbue de rivière où le produit a permis de tuer toutes les espèces cibles sans affecter les barbues, ni même nuire à leur croissance (Burress et Luhning 1969b; Lennon et al. 1971). Walker et al. (1964), Houf et Campbell (1977) ainsi que Jacobi et Degan (1977) ont étudié l'effet de l'antimycine A sur la faune annexe (Macrophytes, Crustacés

et benthos). Ils ont conclu que le produit affectait très peu ces organismes. Lennon et Berger (1970) résument un ensemble de 50 expériences de traitement à l'antimycine A pour contrôler les poissons. Les essais regroupent des milieux d'eau douce ou marine, lotique ou lentique, acide ou alcalin et en eau chaude ou froide. La durée de vie et l'efficacité de l'antimycine A sont influencées par le pH, la température, la lumière et par le métabolisme des organismes aquatiques (Lee et al. 1971; Marking et Dawson 1972). Plus l'eau est alcaline, plus la concentration doit être forte pour compenser la rapide dégradation du produit (Lennon et Berger 1970, Lee et al. 1971, Marking 1975b). En général, le temps de réaction des poissons à l'antimycine A est plus lent en eau froide qu'en eau chaude (Walker et al. 1964; Lee et al. 1971; Marking et Dawson 1972).

La durée de vie de l'antimycine A est d'environ 7 à 10 jours en eau douce à pH acide (Lennon et al. 1971; Marking et Dawson 1972). Cependant le produit peut être dégradé beaucoup plus rapidement avec du permanganate de potassium (Gilderhus et al. 1969, Marking et Bills 1975), du charbon activé ou du chlore (Dawson et Marking 1974). Gilderhus (1972) a comparé l'antimycine A et la roténone au niveau du temps d'exposition nécessaire pour éliminer certaines espèces. Le temps d'exposition requis pour tuer les carpes et les meuniers noirs est plus court avec l'antimycine A qu'avec la roténone. De plus, une caractéristique majeure de l'antimycine A est l'irréversibilité de ses effets, alors que ceux de la roténone peuvent devenir réversibles si le poisson échappe à la zone traitée ou est replacé dans de bonnes conditions. Enfin selon Lennon et Berger (1970), l'antimycine A n'a pas d'effet répulsif sur les poissons. Cette qualité a été exploitée par Gilderhus et al. (1969) qui ont pu traiter les zones littorales d'un lac où l'on retrouvait plusieurs espèces nuisibles, sans pour autant toucher aux zones pélagiques, prévenant ainsi la destruction d'espèces recherchées. Selon Leduc et al. (1973), le coût d'un traitement à l'antimycine A est près du double de celui de la roténone. L'antimycine A est commercialisée sous le nom de Fintrol. Le produit est associé à des grains de sable et est distribué à la surface de l'eau manuellement ou à l'aide d'appareils permettant une distribution plus

uniforme (Lennon et al. 1971). On retrouve sur le marché le Fintrol-5, qui libère son antimycine A à une profondeur de 1,5 m, et le Fintrol-15 qui agit à 4,6 m. Ces composés sont très efficaces aux endroits où il y a une forte densité de végétation aquatique qui pourrait nuire à la diffusion des formulations liquides et à leur pénétration dans les zones profondes. Du Fintrol liquide a été mis au point pour les traitements en rivière. De plus, des études seraient en cours pour mettre au point un "gâteau de Fintrol" qui pourrait se dissoudre à vitesse constante permettant ainsi un dosage contrôlé du produit pendant plusieurs heures. L'antimycine A est enregistré aux Etats-Unis comme piscicide (Schnick et al. 1986).

3.2.5.2 Carbure de calcium

Huston (1955, 1956) a expérimenté le carbure de calcium comme piscicide sélectif pour la Carpe. Des granules du produit étaient enrobés dans un produit résistant à l'eau et attractif pour la Carpe, et ils étaient distribués un peu partout dans le lac. Lorsque le matériel d'enrobage était dissous dans l'estomac du poisson, le carbure de calcium réagissait avec les liquides gastriques et développait une grande quantité d'acétylène causant ainsi la mort du poisson par inflammation de l'estomac. Des expériences ont eu lieu en nature, mais les résultats ne furent pas concluants. L'utilisation de ce produit a donc été abandonnée (Lennon et al. 1971).

3.2.5.3 Piscicides botaniques

On retrouve dans cette catégorie tous les produits provenant d'extraits de plantes. De tous les produits qui sont ou ont été utilisés, on peut noter entre autres, la roténone, le cuaniol, l'ichthyothéréol, les saponins, le juglone, la nicotine et le pyréthrine. La plupart proviennent d'Amérique du Sud ou d'Asie (Shirgur 1977). Un des principaux avantages de ces produits est leur faible rémanence dans le milieu et leur toxicité relativement faible pour la faune annexe (Amphibiens, Reptiles, Oiseaux, Mammifères). Les coûts d'utilisation peuvent cependant être très élevés.

Roténone

La roténone est un des piscicides les plus largement utilisés en aménagement. Nous n'en traiterons cependant pas dans cette revue de littérature compte tenu du mandat spécifique de notre travail, qui était d'explorer les technologies alternatives à la roténone.

Nicotine

La nicotine est un alkaloïde dont le mode d'action est de se substituer à l'acétylcholine nécessaire aux fonctions neuromusculaires (Ware 1983). Les symptômes sont une série de convulsions suivies de la mort de l'animal. Le produit utilisé est le sulfate de nicotine. Selon Lennon et al. (1971), un des intérêts majeurs de la nicotine est son effet fertilisant sur les étangs. Son effet peut de plus être inhibé en plaçant le poisson affecté dans une eau fraîche. Douze à quinze kg/ha de poudre de tabac sont suffisants pour éliminer les poissons, les Escargots et les Vers. Konar (1976) a observé que certaines espèces de poissons soumises à des concentrations de 3,2 et 5,0 mg/l de nicotine faisaient surface dans les 10 minutes qui suivaient le traitement. De plus, à ces concentrations les insectes aquatiques n'étaient que très peu affectés. Enfin, Konar (1976) mentionne que ce produit est très peu coûteux.

Juglone

Le juglone (5-hydroxy-1,4-napthtoquinone) est un produit chimique qui à l'origine était extrait du péricarpe du noyer, Juglans sp. Il peut cependant être synthétisé par l'oxydation du 1,5-dihydroxynaphtalène (Marking 1970a). Le juglone a longtemps été utilisé pour ses facultés médicinales et pour sa toxicité sur les bactéries, les champignons et les plantes supérieures. De plus, il était utilisé d'une façon illégale aux Etats-Unis pour capturer des poissons. C'est d'ailleurs pour cette raison que Marking (1970a) a évalué ce produit comme piscicide potentiel. Les principaux résultats sont que le juglone est toxique pour toutes les espèces de poissons étudiés soit un Salmonidé,

deux Ictaluridés, deux Centrarchidés, deux Cyprinidés, un Catostomidé et un Esocidé. Les doses létales variaient de 27 à 88 ppb, les espèces les plus sensibles étant la Truite arc-en-ciel, Salmo gairdneri, et le Grand Brochet, Esox lucius, et les plus résistantes étant la Barbotte noire (Ictalurus melas), la Carpe et le Carassin. La température et le pH de l'eau ne semblent pas affecter la toxicité du produit. Cependant le juglone semble un peu moins efficace en eau dure qu'en eau douce. Le temps requis pour la résorption du produit est d'environ 7 jours. Les concentrations requises pour un traitement au juglone (< 100 ppb) sont relativement comparables à celles de l'antimycine A (10 ppb) et de la roténone (50 ppb). L'avantage du juglone est sa toxicité en eau à pH élevé, là où l'antimycine A et la roténone sont peu efficaces. Marking (1972a) a évalué cinq piscicides pour empoisonner la Carpe d'herbe. Le juglone s'est classé au 3e rang, derrière l'antimycine A et le salicylanilide I, mais devant la roténone et le Bayer 73. Le juglone a de plus obtenu le 6e rang dans une évaluation de 19 produits toxiques sur le Crapet arlequin (Bills et Marking 1988). Enfin selon Marking (1970a), le juglone démontre de bonnes aptitudes comme piscicide potentiel. Cependant, plusieurs études restent à faire pour évaluer son effet sur la faune annexe et la possibilité d'un approvisionnement adéquat en vue de traitement à grande échelle. Ce produit n'est pas enregistré comme piscicide aux Etats-Unis (Schnick et al. 1986).

Pyréthrine

Ce produit est extrait de la fleur de pyrèthre, un chrysanthème qui pousse en Afrique et en Amérique du Sud. Les produits à base de pyréthrine agissent sur les insectes en les paralysant. Cependant, l'effet paralysant s'estompe rapidement et les insectes survivent si la pyréthrine n'est pas accompagnée d'un produit synergique (Ware 1983). L'industrie chimique a mis au point des pyréthroides synthétiques plus efficaces que les pyréthrines traditionnelles. Les principaux produits qui ont été étudiés comme piscicides sont le fenvalerate (Pydrin) (Gilderhus 1982; Bills et Marking 1988), la perméthrine (Ambush, Pounce) (Gilderhus 1982; Bills et Marking 1988), le Baythroide (Bills et Marking 1988) et le SBP-1382 (Marking 1974a). Bills et Marking

(1988) ont découvert que les pyréthroides synthétiques (surtout le Baythroide) peuvent être utilisés comme pesticides sélectifs pour l'Ecrevisse en milieu piscicole. En effet, la dose létale pour l'Ecrevisse est de 0,05 mg/l de Baythroide comparativement à 2,00 mg/l pour le Crapet arlequin. Le pyréthroide SBP-1382 démontrait un certain potentiel comme piscicide. Selon Marking (1974a), ce produit a l'avantage d'être aussi toxique en eau chaude qu'en eau froide. Les doses létales varient de 1,0 à 5,0 mg/l pour certains Salmonidés, Cyprinidés, Catostomidés, Percidés et Centrarchidés, et jusqu'à 15 mg/l pour les Ictaluridés. De plus, la toxicité du produit ne semble pas affectée par une variation de la dureté ou du pH de l'eau. La stabilité du SBP-1382 pourrait s'avérer intéressante pour traiter des plans d'eau où le pH élevé rend peu efficace des produits comme l'antimycine A ou la roténone. Cependant, selon Gilderhus (1982), l'efficacité des pyréthroides synthétiques est grandement diminuée par la présence d'algues.

3.2.5.4 Salicylanilide I

Les nitrosalicylanilides sont parmi les produits chimiques les plus actifs au niveau biologique (Marking et Willford 1970). Ils furent employés à l'origine comme agents de contrôle des mollusques et des bactéries (Marking et Willford 1970). Howell et al. (1964) ont démontré que l'addition du molluscicide Bayer 73 (2',5-dichloro-4'-nitrosalicylanilide) augmentait l'effet toxique du TFM. Suite au programme intensif de recherche sur les nitrosalicylanilides, le nitrosalicylanilide I ou salicylanilide I (2',5-dichloro-3-test-butyl-6-méthyl-4'-nitrosalicylanilide) a été sélectionné comme candidat piscicide expérimental (Walker et al. 1966; Marking et Willford 1970). Marking (1972c) a vérifié la toxicité du salicylanilide I sur 20 espèces de poissons en bassins intérieurs et sur 15 espèces de poissons en bassins extérieurs et ce, pour différentes qualités physico-chimiques d'eau. Ce produit est extrêmement toxique pour toutes les espèces de poissons étudiées, la concentration létale variant de 0,3 à 8,6 ppb. Les Ictaluridés sont à peu près aussi sensibles que les Salmonidés. Seul le Carassin est vraiment plus résistant que les

autres espèces. Le salicylanilide I est aussi toxique en eau froide qu'en eau chaude, douce ou dure, et à pH acide ou alcalin. Le temps de détoxication est d'environ 4 jours à 17°C. Il est cependant beaucoup plus long en eau très froide. Selon Marking (1972c) ainsi que Marking et Bills (1981), le salicylanilide I se classe au second rang en terme de toxicité, derrière l'antimycine A pour le contrôle de certaines espèces de Carpes dont la Carpe d'herbe et la Carpe. Selon Gilderhus (1982), le salicylanilide I est moins affecté par la turbidité de l'eau que la roténone ou l'antimycine A. Cependant, la toxicité du salicylanilide I est affectée par la végétation (Elodea canadensis) (Gilderhus 1982). Les coûts d'utilisation du salicylanilide I sont comparables ou même inférieurs à ceux de la roténone ou de l'antimycine A. Enfin, selon Marking (1972c) le salicylanilide I apparaît comme un piscicide prometteur, mais avant de pouvoir l'enregistrer il faudra déterminer avec le plus de précision possible son impact sur l'environnement et sur la faune annexe.

3.2.5.5 Squoxine

MacPhee et Ruelle (1969a et b) ont découvert la Squoxine (méthylène-1,1'-di-2-naphthol), produit capable de tuer sélectivement la Sauvagesse du nord, Ptychocheilus oregonensis. Cette substance est de 3 à 100 fois plus toxique pour la Sauvagesse du nord que pour les Salmonidés (y compris l'Omble de fontaine). Terriere et Burnard (1975) ont démontré que ce piscicide n'a aucune tendance à s'accumuler dans la chair des Salmonidés. Cependant Johnston (1972) a déterminé que la Squoxine est plus toxique pour les jeunes alevins que pour les adultes de Kokani, Oncorhynchus nerka, à température basse. Il reste néanmoins que ce produit est le seul vrai piscicide sélectif jamais découvert jusqu'à présent (mis à part le TFM) et que ses effets sur la faune annexe (invertébrés aquatiques, oiseaux, mammifères ou humains) sont négligeables (Lennon et al. 1971). Enfin, selon Cumming (1975), la Squoxine est sélective pour la Sauvagesse du nord en milieu lotique, n'est pas répulsive et a une persistance très courte dans l'environnement. Ce produit n'est pas encore enregistré comme piscicide aux Etats-Unis (Schnick et al. 1986).

3.2.5.6 GD-174

Marking (1974) a évalué le GD-174 (2-digéranylamino-éthanol) comme piscicide sélectif pour la Carpe commune. Cette étude a été effectuée en laboratoire et en bassin extérieur. La concentration de piscicide requise pour tuer 50% des carpes était de 0,0507 mg/l comparativement à 0,237 mg/l pour l'Achigan à petite bouche, Micropterus dolomieui, et 0,720 mg/l pour le Crapet arlequin. Cependant l'activité du piscicide diminue en eau froide (12°C), douce et de pH acide (6,0). Marking et Bills (1981) ont comparé l'effet du GD-174 à celui de trois autres produits toxiques sur quatre espèces de Carpes. Le GD-174 était le moins toxique des quatre produits, les trois autres étant, par ordre d'efficacité, l'antimycine A, le salicylanilide I et la roténone. De plus, selon cette étude la Carpe serait plus sensible que les autres espèces au GD-174. Launer et Bills (1979) ont mené des expériences pour évaluer l'effet des facteurs environnementaux sur la toxicité de ce produit en laboratoire. L'activité du GD-174 n'était pas modifiée par la lumière ultra-violette, la présence d'herbe à canard (Lemna sp.) ou encore par une turbidité causée avec du kaolin ou du sulfate de baryum. Cependant la toxicité du produit diminuait en eau froide, acide, contenant des Elodées (Elodea sp.) et dont la turbidité était causée par de la bentonite ou du limon. Enfin, les auteurs ont démontré que le produit pouvait être détoxiqué par application de permanganate de potassium. Gilderhus et Burress (1983) ont entrepris des bio-essais du GD-174 en étang pour évaluer l'efficacité du produit en milieu naturel. Les résultats furent décevants puisqu'en nature l'effet du produit semblait très inconstant, tuant dans certains cas tous les poissons (Carpe et autres espèces), ou aucun des poissons présents, si bien que 20 des 25 essais en étang furent considérés comme des échecs. Suite à ces résultats, le Centre de Recherche National des Pêcheries de LaCrosse (Wisconsin) a cessé toute recherche sur ce produit comme piscicide sélectif. Enfin, selon Schnick et al. (1986), les chances du GD-174 d'être enregistré ont été complètement écartées à cause du danger d'utilisation.

3.2.5.7 TFM

Plus de 6 000 composés furent étudiés sous la direction du U.S. Fish and Wildlife Service avant de découvrir le TFM (3-trifluorométhyl-4-nitrophénol), un piscicide sélectif chez les ammocètes (stade larvaire) de la Lamproie marine (Applegate et al. 1961; Cumming 1975; Meyer et Schnick 1983). La température de l'eau n'a que peu d'effet sur la toxicité du TFM. Cependant le pH alcalin et l'eau dure en réduisent beaucoup l'efficacité (Lennon et al. (1971). Ce produit étant très dispendieux, des études ont été faites pour en augmenter le rendement. En 1964, des chercheurs ont découvert qu'un ajout de 2% de Bayer 73 au TFM rendait le produit beaucoup plus efficace, tout en demeurant sélectif et en diminuant les coûts de 50% (Lennon et al. 1971). Une multitude d'expériences ont été faites pour déterminer la toxicité du TFM sur les organismes non visés par le traitement (Schnick 1972). Les plantes aquatiques ne seraient pas très affectées. Les invertébrés aquatiques (Sangsues et Tubifidés) et les premiers stades des Ephéméroptères semblent être les plus atteints, alors que les insectes avec un exosquelette résistant seraient les moins affectés (Rye et King 1976; Gilderhus et Johnson 1980). Dermott et Spence (1984) ont évalué l'effet du TFM sur l'abondance, la recolonisation et la dérive des invertébrés en milieu lotique. Ils ont conclu que l'effet majeur d'un traitement au TFM était une augmentation de la dérive plutôt qu'une augmentation de la mortalité comme telle. Selon Applegate et al. (1961) ainsi qu'Applegate et King (1962), d'autres espèces de poissons peuvent être affectées par un traitement au TFM. Il s'agit entre autres du Meunier noir, de la Barbotte brune, de l'Omisco, Percopsis omiscomaycus, du Doré jaune, Stizostedion vitreum, et de la Perchaude. Cependant Seelye et al. (1987) ont évalué la toxicité du TFM sur les premiers stades de vie du Doré jaune et n'ont trouvé aucun effet nocif. Marking et Bills (1985) soulèvent l'importance des polluants déjà présents dans l'eau en tant que catalyseurs pouvant décupler l'effet du TFM. Ils ont démontré que la concentration létale de TFM provoquant 50% de mortalité (DL-50) chez la Truite arc-en-ciel était de 1,64 mg/l. La DL-50 pouvait être réduite à seulement 0,049 mg/l de TFM si le produit était en présence d'une infime quantité de dioxathion, un

insecticide largement utilisé sur les arbres fruitiers et le bétail. Selon Lennon et al. (1971), Schnick (1972), Cumming (1975) ainsi que Hudson (1979), les concentrations de TFM employées en nature semblent avoir très peu d'effet sur les Oiseaux, les Mammifères et les Amphibiens. On retrouve le produit sous forme de poudre déjà mélangée ou non à 2% de Bayer 73. Au Canada, le TFM est un des rares piscicides dont l'utilisation est permise, et seules des personnes qualifiées et autorisées par le ministère des Pêches et des Océans du Canada peuvent l'utiliser (Schnick et al. 1986).

4. CONTROLE PHYSIQUE

4.1 Principes généraux

Le contrôle physique des espèces de poissons indésirables consiste soit à réduire leur densité, soit à les écarter des zones à protéger par des moyens autres que chimiques (toxiques ou stérilisants) ou biologiques (interactions avec d'autres espèces animales, bactériennes ou virales). En fait, il s'agit de toutes les méthodes qui font appel à une récolte directe des individus indésirables ou encore à une restriction de leurs déplacements.

Avec l'éveil actuel face aux problèmes environnementaux, les méthodes physiques connaissent un regain de popularité appréciable. Une recherche continuelle est stimulée par la nécessité de garder les poissons hors des fossés d'irrigation, des turbines hydroélectriques ou des prises d'eau et pour prévenir la réinfestation des plans d'eau restaurés (McCabe et al. 1970; Hocutt 1980; Hocutt et Edinger 1980; Marcy et al. 1980). Sans nécessairement offrir une solution finale les techniques physiques présentent des avantages certains face à d'autres méthodes de contrôle. Ainsi, les produits toxiques ne parviennent que rarement à une éradication complète (Hooper et al. 1964; Laarman 1979). Etant généralement non sélectifs, les piscicides éliminent aussi les espèces recherchées et ils ont souvent causé des dommages aux populations existantes de Salmonidés et de zooplancton (Anderson 1970; Johnston 1972), et aux invertébrés benthiques en général (Becker 1975). Leur utilisation est coûteuse, très réglementée et elle rencontre de plus en plus d'opposition de la part du public, des groupes environnementaux et même de la communauté scientifique (Becker 1975; Zuerlein 1981; Cox 1984; Curtis 1985a). Enfin certains milieux sont trop vastes et trop complexes, d'autres présentent des courants très rapides ou des eaux trop froides, ce qui rend un traitement chimique impraticable (Jeppson et Platts 1959; Hacker 1978; Cox 1984). Pour leur part, les méthodes physiques peuvent réduire l'abondance des espèces indésirables et prévenir l'augmentation de la population dans les bassins avoisinants (Jeppson et Platts 1959). Elles exigent sans doute un

suivi rigoureux pour évaluer leurs effets et nécessitent souvent l'entretien de structures, ce qui entraîne parfois des coûts élevés. Toutefois, lorsque ces techniques sont appliquées judicieusement elles ont un impact social et environnemental minime, comparativement aux produits chimiques.

Les méthodes physiques englobent un vaste ensemble de techniques de divers niveaux de complexité, allant du simple obstacle constitué de matériau prélevé dans le milieu environnant, au piège électromécanique utilisant un attractif spécifique. Pour simplifier la présentation, les méthodes de contrôle ont été divisées en deux grandes catégories: 1) le retrait massif, dont l'objet est de réduire l'abondance des espèces indésirables par récolte directe, et 2) les entraves à la circulation des poissons, qui interdisent l'accès des eaux non envahies ou restaurées.

4.2 Retrait massif

4.2.1 Vue générale

Le retrait massif consiste en un prélèvement direct des espèces indésirables par la pêche scientifique, commerciale ou sportive, en vue d'une réduction des effectifs et non d'une éradication totale. La technique est basée sur le principe que les espèces indésirables entrent en compétition avec les espèces recherchées pour l'espace et la nourriture, et que toute diminution d'abondance pourrait entraîner des effets bénéfiques sur une ou plusieurs autres espèces (Rose et Moen 1952; Jeppson et Platts 1959; Warnick 1977; Kinman 1983; Curtis 1986).

Au milieu du siècle et avant la vogue des piscicides, le retrait massif était une mesure d'aménagement très répandue pour le contrôle des espèces indésirables ou des populations naines. Dans son étude désormais classique du lac Windermere, LeCren (1958) a décrit l'augmentation de la taille des perches, Perca fluviatilis, suite à un programme de retrait à long terme sur une population naine. Bien que les mécanismes

soient demeurés obscurs, d'autres auteurs avaient observé une hausse de l'abondance des espèces recherchées et une pêche de meilleure qualité dans les plans d'eau contrôlés (Ricker et Gottschalk 1940; Desquine 1952; Rose et Moen 1952; Cahoon 1953; Lambou et Stern 1959). La pratique de prélèvements massifs et continus était donc suggérée afin de favoriser les populations d'espèces recherchées par les pêcheurs, quand le milieu était favorable à ces espèces et qu'il y avait prolifération de poissons indésirables (Rose et Moen 1952). Avec l'avènement des piscicides, le retrait massif a connu une baisse de popularité. Toutefois, devant l'opposition du public à l'utilisation de produits toxiques et la remontée populaire des techniques physiques, le retrait massif est revenu à la mode dans les années 80 et est souvent préféré à l'emploi des piscicides (Schneider et Crowe 1980; Hanson et al. 1983; Curtis 1986).

4.2.2 Méthodes utilisées

4.2.2.1 Engins de pêche

Presque toutes les techniques d'échantillonnage classiques ont été utilisées. A cause de leur faible zone d'action, ou de leur efficacité relative, ces méthodes n'assurent qu'une destruction partielle et elles doivent être choisies spécifiquement pour les milieux et les espèces à contrôler (Vibert et Lagler 1961; Laevastu 1967; Merna et al. 1981; Hayes 1983). Les engins les plus courants sont les seines (Ricker et Gottschalk 1940; Moyle et al. 1948; Rose et Moen 1952; Lambou et Stern 1958; Horel et Huish 1960; Scidmore et Woods 1981; Broughton et Fisher 1981), les trappes et les verveux (Rose et Moen 1952; Grice 1957; Riel 1964; Schneider et Crowe 1980; Hanson et al. 1983), et les filets (Jeppson et Platts 1959; Carter 1963a; McCabe et al. 1970; MacCrimmon 1972; Broughton et Fisher 1981). Pour le contrôle de la Carpe, la seine utilisée durant le temps de la fraye serait la meilleure méthode (Swain 1979a), quoique cet engin puisse perturber l'habitat en endommageant la végétation (MacCrimmon 1972).

Des pêcheries fixes en rivière ont aussi été utilisées pour bloquer l'accès aux frayères. Il s'agit en fait de barrières mécaniques combinées à des parcs ou des filets-trappes (Hunn et Youngs 1980). Entre autres, des parcs en filet ont servi à capturer des adultes sur les sites de fraye (Riel 1964; Miller 1972) ou pour tenter de contrôler la Carpe (MacCrimmon 1972). Ce type d'installation a été un des premiers moyens de contrôle de la Lamproie marine dans les Grands Lacs, de 1947 à 1952 (McLain 1956; McCabe et al. 1970; Meyer et Schnick 1983). Toutefois, les barrières seules n'ont pas réussi à enrayer le problème (Smith et Tibbles 1980). Ces engins ont exercé un contrôle relatif dans certains cours d'eau mais les coûts de construction, d'opération et d'entretien étaient élevés (Hunn et Youngs 1980). De façon générale, la glace, les débris et les crues peuvent nuire à l'efficacité des pêcheries fixes (McCabe et al. 1970; Hubert 1983). McLain et Manion (1967) auraient développé une trappe fonctionnelle en toute saison.

Certains engins peuvent se révéler plus efficaces pour capturer certaines espèces (Curtis 1985a et b, 1986; Schwartz 1986; Morris et Maitland 1987). Ainsi, Lalancette (1982) a développé une trappe ellipsoïde qui serait de beaucoup supérieure aux nasses traditionnelles pour capturer les Cyprins et les Meuniers. En Californie, les captures de Meunier Tahoe, Catostomus tahoensis, ont été très abondantes dans un système composé de deux grandes trappes avec ailes et guideau, reliées par une seine faisant office de barrage (Curtis 1985b, 1986). Schwartz (1986) a conçu un nouveau type de piège qui serait efficace pour capturer des carpes à des fins commerciales ou de retrait massif d'une population.

Récemment, des méthodes de pêche sélectives en vue de contrôler les poissons indésirables ont fait l'objet de projets-pilotes sur quelques plans d'eau en Californie (Curtis 1985a et b, 1986). Les expériences ont démontré l'efficacité de certaines trappes pour capturer la Barbotte brune et le Meunier Tahoe (Curtis 1986). Les prises ont toutefois nécessité un effort considérable. Malgré ce fait, le programme a permis d'orienter la conception de nouveaux engins spécifiques.

D'autre part, les observations de ménés jaunes (Notemigonus crysoleucas) qui se rassemblaient autour des trappes sans y entrer paraissent être un incitatif à développer une substance attractive efficace (Curtis 1985a). Plusieurs auteurs notent d'ailleurs que les pièges semblent fonctionner mieux lorsqu'ils sont appâtés (Lalancette 1982; Magnan et FitzGerald 1984b; Schwartz 1986; Morris et Maitland 1987).

Le dynamitage a été employé en Idaho (Jeppson 1957; Jeppson et Platts 1959) et en Colombie-Britannique (Johnston 1972) pour lutter contre la Sauvagesse du nord. L'avènement de la corde explosive a beaucoup diminué les risques et les difficultés d'utilisation des explosifs (Cox 1984). Cox (1984) décrit l'engin et ses applications. Des essais récents (Metzger et Shafland 1986) ont montré que la biomasse récoltée par détonation avec une corde explosive s'est élevée à 89%, comparativement à 68% pour un traitement à la roténone, et que cette technique était moins coûteuse dans les zones où la profondeur moyenne dépassait trois mètres. Un avantage des explosifs est d'avoir une action totale et localisée (Vibert et Lagler 1961).

Par ailleurs, quelques opérations de retrait peuvent utiliser la roténone, mais partiellement et uniquement comme technique complémentaire. Par exemple, le contrôle d'une surpopulation de Perchaude a pu être accompli avec succès par des pêches intensives afin de capturer les adultes et par la destruction simultanée des oeufs à la roténone (Riel 1964). Miller (1972) a aussi employé la roténone afin d'éliminer les ombres arctiques (Thymallus arcticus) qui avaient réussi à franchir les engins de capture pour frayer en amont d'un tributaire. Le sulfate de cuivre a été utilisé avec succès pour augmenter les captures en repoussant les poissons vers les engins de pêche (Tompkins et Bridges 1958).

4.2.2.2 Utilisation de l'électricité

Pêche électrique

Depuis les années 50, l'électricité a été largement utilisée pour récolter des poissons (Bream et Ebel 1961; McCabe et al. 1970). D'excellentes descriptions de cette technique apparaîssent dans Reynolds (1983), Hayes (1983), et Catchings et al. (1984). Les systèmes à courant alternatif sont conçus pour étourdir le poisson (électronarcose) et ils peuvent l'effrayer ou le tuer. Le courant direct continu, ou pulsé, agit de telle sorte que le poisson se dirige vers l'anode (électrotaxie) et il a moins d'effets dommageables que le courant alternatif.

Différents types d'engins de pêche électrique ont été expérimentés pour le contrôle de la Carpe et ces techniques se sont révélées peu efficaces et trop coûteuses (Loeb 1955; MacCrimmon 1972). Wiley et Tsai (1983) ont estimé que l'efficacité relative de la pêche électrique dans des petits cours d'eau était supérieure à celle des seines. Mann (1985) a évalué la performance des mesures de contrôle par pêche électrique et a confirmé l'impossibilité d'exterminer le Grand Brochet par pêche électrique dans un cours d'eau majeur. L'efficacité de cette méthode dépend de plusieurs facteurs souvent incontrôlables: la température de l'eau, sa conductivité, la turbidité, la profondeur, l'espèce et la taille des poissons, sans négliger l'habilité des opérateurs (Vibert et Lagler 1961; Swain 1979b; Heidinger et al. 1983). Selon Vibert et Lagler (1961), l'électrocution peut assurer une sélection spécifique. Un problème majeur est d'atteindre toute l'étendue du milieu fréquenté par les espèces nuisibles (MacCrimmon 1972). Selon Mesick et Tash (1980), la pêche électrique pourrait augmenter la dérive des invertébrés benthiques des cours d'eau, entraînant une baisse temporaire de productivité. En fait, cette méthode semble surtout utile pour des inventaires ponctuels ou des estimations de densité (Smith et al. 1959; Bream et Ebel 1961; Lennon 1961; Boccardi et Cooper 1963; Joswiak et al. 1980; Heidinger et al. 1983; Wiley et Tsai 1983; Mann et Penczak 1984).

Barrières électriques

Hunn et Youngs (1980) rapportent qu'à partir de 1951, on a expérimenté contre la Lamproie marine des barrières électromécaniques constituées de filets-trappes et d'un champ électrique de courant alternatif (AC) traversant le cours d'eau. L'emploi conjoint de courant continu (DC) plutôt que de courant alternatif simple (AC) a permis de réduire sans l'éliminer complètement la mortalité des espèces migratrices non visées (McLain 1956; Hunn et Youngs 1980). Cependant, les parcs électromécaniques se sont avérés peu efficaces dans le contrôle des espèces nuisibles (Smith et Tibbles 1980). Les désavantages majeurs de ces systèmes sont leur inefficacité à filtrer les migrateurs en dévalaison, leur mauvais fonctionnement à basse température et dans de grandes installations (Swain 1979b; Hocutt 1980), sans compter qu'ils bloquent l'accès aux frayères pour d'autres espèces (Hunn et Youngs 1980). De plus, des conditions défavorables telles les étiages, les crues, les inondations, la glace et les débris, peuvent nuire aux opérations dans les périodes critiques (McCabe et al. 1970). Les parcs électromécaniques ont aussi été expérimentés dans la lutte contre la Sauvagesse du Nord (Maxfield et al. 1969, 1970). Plus récemment, ils ont été utilisés pour évaluer l'abondance relative de la Lamproie marine lors de la montaison (Hunn et Youngs 1980).

4.2.2.3 Pêche commerciale

La pêche commerciale a été préconisée par certaines provinces canadiennes et certains états américains pour favoriser les stocks de poissons d'espèces sportives en réduisant les populations de poissons indésirables (Rose et Moen 1952; Anonyme 1963; Carroll et al. 1963; McCabe et al. 1970; Grinstead 1975; Warnick 1977; Stephen 1986). Toutefois, l'autorisation de la pêche commerciale dans un tel but pose certains problèmes, comme celui du recouvrement avec la saison de pêche sportive (Grinstead 1975; Hoyt 1981). Selon plusieurs auteurs, la pêche commerciale contrôlée ne nuit pas à la pêche sportive (Grinstead 1975; Warnick 1977; Stephen 1986). Ainsi, dans les états du centre-ouest américain, les captures de poissons sportifs seraient acciden-

telles, puisque 80 à 85% des prises sont faites à la seine, sous couvert de glace (Warnick 1977). Un autre problème est souvent de rendre ces espèces attrayantes pour le pêcheur commercial, car elles ont peu de valeur marchande (Carroll et al. 1963; Kinman 1983). Souvent, la récolte ne visera qu'une seule espèce indésirable et entraînera la croissance des autres, ou alors elle sera insuffisante pour affecter significativement les populations d'espèces sportives (Grinstead 1975). Certains ont donc suggéré de payer des subsides pour le retrait des espèces de moindre valeur économique (Carroll et al. 1963; Grinstead 1975; Hoyt 1981). Il faut aussi s'assurer de trouver des pêcheurs qui vont exploiter la ressource de façon soutenue et non pas occasionnellement (Hoyt 1981). Selon Grinstead (1975), l'objectif devrait être d'établir un programme de retrait efficace plutôt que le maintien d'une pêche commerciale axée sur le profit.

4.2.2.4 Pêche sportive

MacCrimmon (1972) mentionne que les pêcheurs sportifs peuvent capturer un grand nombre de carpes à la ligne, à la foëne ou à l'arc. Toutefois, le taux de prélèvement est généralement insignifiant (MacCrimmon 1972; Swain 1979a). Larson et al. (1986) ont comparé la pêche sportive et la pêche électrique pour réduire la densité d'une population de Truite arc-en-ciel non indigène présente dans un cours d'eau à Omble de fontaine. Les tailles des poissons capturés étaient comparables entre les deux méthodes, mais les petits individus étaient sous-représentés dans les prises des pêcheurs sportifs. D'après les auteurs, un couplage des deux techniques permettrait d'effectuer un contrôle efficace sur tous les stades de la population à réduire, tout en minimisant les coûts associés au retrait par la pêche électrique intensive (Larson et al. 1986). Broughton et Fisher (1981) ont évalué l'efficacité de la pêche à la ligne par rapport à la seine et aux filets pour réduire une population de Grand Brochet dans un réservoir. La pêche à la ligne s'est révélée utile lorsque le niveau d'abondance des brochets était élevé, ou bien durant l'automne lorsque le rendement des seines et des filets diminuait (Broughton et Fisher 1981). Les auteurs recommandent donc l'utilisation conjointe des trois techniques. D'autre part, la

libéralisation des règlements de pêche en vue de retirer massivement une espèce n'a pas entraîné une récolte suffisante pour modifier son abondance (Snow 1962).

4.2.3 Effets et mécanismes

Plusieurs lacs sur lesquels on a pratiqué le retrait d'une espèce indésirable durant plusieurs années, à des intensités variables, montrent une grande étendue d'effets (Scidmore et Woods 1961, Kinman 1983). De façon générale lorsque le retrait était conduit de façon systématique et intensive sur quelques années, les résultats étaient positifs.

4.2.3.1 Bénéfices attendus

L'objectif premier du retrait massif est de réduire la densité des espèces indésirables, pour favoriser les espèces sportives. Il est aussi utilisé pour réduire la densité des populations naines et augmenter la taille moyenne des individus (Parker 1958;, Patriarche 1963; Miller 1972). Selon Scidmore et Woods (1961), les bénéfices du retrait massif devraient se réfléter par: 1) une augmentation de l'abondance des espèces sportives due à une amélioration du succès de fraye; 2) une amélioration des taux de croissance des espèces sportives par une diminution de la compétition avec les espèces nuisibles; 3) un changement dans la structure de la population des indésirables vers des individus plus petits; et 4) un échec de la reproduction pour les espèces retirées, donc une baisse remarquable du nombre d'individus (Scidmore et Woods 1961).

4.2.3.2 Observations sur les Cyprinidés et le Meunier noir

Les essais de contrôle de la Carpe n'ont donné que peu de résultats au Minnesota autour des années 50 (Moyle et al. 1948; Scidmore et Woods 1959, 1961). Toutefois, d'après Rose et Moen (1952), des pêches intensives pour retirer les carpes, les malachigans, Aplodinotes grunniens, et les buffalos à grande bouche, Ictiobus cyprinellus, ont

contribué à l'augmentation de l'abondance des espèces recherchées. Ricker et Gottschalk (1940) ont observé une hausse de l'abondance des espèces sportives après réduction d'une population surabondante de carpes. Enfin, Nees et al. (1957) concluent au succès du contrôle de la Carpe après 20 ans de retrait mécanique à la seine, dans un lac du Wisconsin. Cet état a d'ailleurs encouragé la récolte commerciale de la Carpe et malgré le retrait annuel de 2.5 millions de livres sur une période de 40 années au moyen de trappes et de seines, McCabe et al. (1970) et Cumming (1975) affirment que l'abondance globale de cette espèce n'a pas diminué. Enfin, un programme à long terme de retrait massif de la Carpe dans un petit lac de l'Ontario, n'a eu aucun effet sur la population globale de carpes, malgré des rendements allant jusqu'à 30,000 lb/an (MacCrimmon 1972). Il semble que cette exploitation assure plutôt la perpétuation de l'espèce que son éradication, en créant un vide rapidement comblé par les jeunes carpes (Threinen 1952; MacCrimmon 1972; Cumming 1975; Swain 1979a).

Un autre exemple est fourni par les essais de contrôle de la Sauvagesse du Nord. En Idaho, après six années de contrôle par dynamitage et pêche au filet sur les sites de fraye d'un lac de 1538 ha, ce Cyprinidé a été réduit à environ 10% de son abondance initiale et on a noté une augmentation de la population de truites (Jeppson et Platts 1959). Par contre, en Colombie-Britannique, les tentatives de retrait partiel ou complet de cette espèce indésirable ont généralement échoué, que ce soit à l'aide de trappes, de filets, d'explosifs, de la roténone ou de la réduction du niveau d'eau (Johnston 1972).

En Californie, un projet-pilote a permis une récolte abondante de ménés jaunes sur leurs sites de fraye, mais ce programme a été un échec lorsqu'il a été repris sur une plus grande échelle en 1986 (Curtis 1985a, 1986). Selon Thomassin (1981), les opérations de retrait de cyprins et de meuniers sont inutiles dans des lacs de plus de 50 ha.

Des essais de retrait de Meunier noir ont été effectués au Michigan (Schneider et Crowe 1980) et au Minnesota (Johnson 1977) dans des lacs

relativement infertiles avec une faible diversité spécifique. Les retraits ont eu un effet positif sur les populations de perchaudes, mais aucun effet positif sur les achigans (Micropterus salmoides, Micropterus dolomieui). Plus spécifiquement, Schneider et Crowe (1980) ont analysé deux opérations de retrait du Meunier noir dans un lac à Percidés de 142 ha au Michigan. La majeure partie des meuniers adultes (90%, soit 78% de la biomasse des poissons capturés au filet) ont été retirés à l'aide de filets-trappes, en 1943 et en 1955-57. Le redressement de la population de meuniers s'est fait en 8 ans la première fois, et en 3 ans seulement la seconde, malgré trois saisons de prélèvement intense. Apparemment d'autres facteurs que l'abondance des adultes contribuent au recrutement dans ce lac. Le redressement ne semble pas lié non plus aux fluctuations du niveau de l'eau sur les frayères ou à la température. La Perchaude et le Crapet de roche, Amblopites rupestris, ont bénéficié du prélèvement et ces améliorations sont davantage reliées au recrutement (donc probablement meilleure survie et meilleure reproduction) plutôt qu'à une meilleure croissance (trop de compétition intra-spécifique). Les populations d'achigans n'ont pas réagi au retrait. Les auteurs concluent que le retrait du Meunier noir est une pratique d'aménagement réalisable dans les lacs où cette espèce est dominante, où une grande proportion des adultes peut être retirée sur les sites de fraye et où il n'y a que quelques espèces présentes profitant davantage des bénéfices du retrait.

Dans un lac peu fertile, le retrait de 85% de la biomasse estimée de Meunier noir a entraîné des changements marqués dans la structure de la communauté et semble aussi avoir favorisé les Percidés (Johnson 1977). Récemment, dans un lac de 69 ha du Wisconsin, deux années de pêche intensive au Meunier noir auraient décimé la majeure partie de la population (Ave Lallemant 1986). On a installé des verveux sur les sites de fraye qui ont pêché jusqu'à ce que le nombre de meuniers capturés devienne très faible. Les effets n'ont toutefois pas encore été évalués.

4.2.3.3 Autres espèces

Scidmore et Woods (1961) ainsi que Moyle et al. (1948) n'ont pas pu démontrer de relation directe entre la quantité de poissons prélevés et l'amélioration de la croissance ou du succès reproducteur des espèces recherchées. Cooper et al. (1971) ont noté peu de corrélation entre une exploitation intense à l'aide de filets et la croissance ou la condition des différentes espèces. Par ailleurs, le contrôle de surpopulations de perchaudes a pu être accompli avec succès par des pêches intensives (Riel 1964). Cinq années successives ont été nécessaires pour réduire la population d'un lac de 500 ha et on a par la suite observé une amélioration de la pêche à l'Achigan.

En Angleterre, Mann (1985) a évalué l'impact du retrait massif de Grand Brochet sur la récolte de la Truite brune et il semble que la réduction du nombre d'individus matures ait entraîné une diminution du taux de prédation sur la truite (Mann 1985). Selon Broughton et Fisher (1981), le retrait des brochets dans un réservoir de 635 ha a amélioré la qualité de la pêche à la truite. Dans un effort de contrôle d'une population naine d'ombres arctiques il n'y a pas eu d'amélioration dans le taux de croissance, le facteur de condition ou le nombre d'oeufs par femelle, malgré une réduction significative de l'abondance des ombres matures (Miller 1972). Les auteurs ont observé que les mesures de contrôle ont entraîné une meilleure survie des immatures et que le lac continue d'être occupé par une population de petits poissons sportifs sans intérêt.

4.2.3.4 Pêche commerciale

Selon Stephen (1986), la récolte commerciale de buffalos à grande bouche dans un réservoir du Kansas a entraîné une hausse de la reproduction et de la biomasse des espèces-fourrages, et stimulé la croissance de certaines espèces recherchées. Au Kentucky, une exploitation commerciale faible et irrégulière des buffalos à petite bouche, Ictiobus bubalus, dans un réservoir à chaîne trophique complexe n'a pas contribué à réduire l'abondance de la population de façon significa-

tive, ni à améliorer la pêche sportive (Kinman 1983). Toutefois, la récolte contrôlée a entraîné une augmentation des longueurs totales et des poids sur une période de 3 ans (poids moyen en 1977: 2.9 lb; en 1981: 4.7 lb) et on a considéré cette pratique d'aménagement comme réussie (Hoyt 1981). L'auteur a recommandé de poursuivre la pêche commerciale dans le but d'utiliser l'abondante population de poissons indésirables et non pas pour améliorer la pêche sportive (Kinman 1983).

En fait, dans une exploitation de ce genre, seuls les adultes sont récoltés et il existe un niveau critique permettant l'utilisation optimale de la production annuelle. Comme on l'a vu chez la Carpe, les poissons répondent souvent à ce type de contrôle partiel par un recrutement accru qui prolonge ou aggrave le problème (McCabe et al. 1970).

Au lac Winnebago, Wisconsin, le retrait massif de Malachigan par le personnel des services d'aménagement a eu un effet bénéfique sur les populations de poissons sportifs, dont l'abondance a augmenté (Priegel 1971; Hacker 1978). Le retrait massif est utilisé comme moyen d'aménagement sur ce lac multispécifique de 56 000 ha depuis 1936 et en 1955 un programme intensif de retrait du Malachigan a été mis sur pied afin de préserver et d'améliorer la qualité de la pêche sportive (Priegel 1971). Actuellement, on y retrouve une excellente pêche sportive au Doré jaune, Doré noir, Perchaude et Bar blanc (Morone chrysops), et une étude est en cours pour évaluer de façon systématique les effets du retrait sur l'ensemble de la communauté (Coshun 1986).

4.2.3.5 Facteurs de réussite

Les expériences de retrait mécanique qui ont réussi à améliorer les populations de poissons recherchés sont généralement celles où on a pratiqué un programme de retrait intensif (Grice 1957; Scidmore et Woods 1961; Rutledge et Barron 1972; Hanson et al. 1983; Curtis 1986), étendu sur une longue période de temps (Rose et Moen 1952; Grice 1957; LeCren 1958; Priegel 1967). En effet, la fécondité des espèces prélevées annule les bénéfices en peu de temps si les efforts sont interrompus (Moyle et al. 1948; Grice 1957; Carter 1963a; Cooper et al.

1971; Johnson 1977; Schneider et Crowe 1980; Hanson et al. 1983; Ave Lallemant 1986). La réussite dépend aussi du degré de complexité de la communauté impliquée. Les bénéfices potentiels retirés par les populations de poissons sportifs seront probablement très dilués si la diversité est grande et les environnements productifs (Johnson 1977; Schneider et Crowe 1980). La productivité laissée libre par le retrait d'une espèce indésirable pourrait être assimilée par d'autres espèces qui se nourrissent au même niveau trophique, sans qu'il y ait d'effets mesurables du côté des populations à favoriser (Grinstead 1975; Johnson 1977). Généralement, il vaut mieux profiter des situations où les poissons se concentrent dans des secteurs restreints, ou encore tirer avantage d'une baisse du niveau de l'eau.

Dans le cas précis des communautés de Percidés envahies par le Meunier noir, les études de Johnson (1977) et de Schneider et Crowe (1980) relèvent les conditions qui favoriseraient le succès d'une opération de retrait massif: lacs peu productifs où le Meunier représente plus de 50% de la biomasse de poisson; sites de fraye bien définis où les meuniers peuvent être facilement capturés; retrait d'au moins 80% des adultes; faible recrutement au moment du retrait (peu d'individus d'un à trois ans); communauté simple (Schneider et Crowe 1980).

4.2.4 Controverse sur l'utilité du retrait massif

Moyle et al. (1948) ainsi que Warnick (1977) ont suggéré que la piètre qualité de la pêche serait le reflet d'un échec des stocks de poissons sportifs et qu'on aurait exagéré les effets bénéfiques du retrait massif. Ainsi, il n'y aurait pas de relation entre le contrôle des espèces indésirables et l'amélioration de la qualité de la pêche sportive. Malgré que les populations indésirables aient été presque éliminées dans certains cas, les bénéfices n'auraient pas été proportionnels ni même satisfaisants (Warnick 1977). Selon Buchanan et al. (1981), le contrôle des espèces indésirables n'a qu'un effet temporaire et serait même préjudiciable à long terme. Ainsi, les déséquilibres observés dans les populations de Salmonidés en présence d'espèces indésirables pourraient être le symptôme de problèmes plus fondamentaux

reliés à l'habitat (Brown et Moyle 1981). Dans les cas où l'habitat est défavorable aux espèces recherchées et plutôt favorable aux espèces nuisibles, il est concevable de ne pas obtenir de succès par des opérations de retrait. Cependant, tous les constats d'échec ne sont pas imputables à cette seule cause, mais peut-être à une évaluation incomplète des effets réels de la suppression.

On a pu voir précédemment que les résultats des opérations de retrait massif sont très variables. Souvent, les données recueillies ne se prêtent pas aux analyses statistiques et ne permettent pas d'évaluer adéquatement les effets du programme (Coshun 1986). Selon Stephen (1986), des études plus poussées sont nécessaires pour connaître les mécanismes et les implications du retrait et pour savoir si les bénéfices apparents peuvent être généralisés à d'autres plans d'eau. Des études de cas bien documentées ont été entreprises récemment sur les effets du retrait massif (Mann 1985; Ave Lallemant 1986; Coshun 1986). Les services de recherche et d'aménagement du Wisconsin ont identifié en 1985 les critères d'évaluation des études de retrait. Il a été reconnu que l'évaluation devrait reposer sur des échantillonnages aléatoires et standardisés conduits parallèllement au retrait. Une telle évaluation servirait de modèle sur les effets du retrait mécanique des espèces indésirables sur la dynamique des communautés de grands lacs peu profonds. On a donc mis sur pied un programme s'échelonnant sur une dizaine d'années et comprenant l'estimation de l'abondance des espèces, des taux de mortalité, des distributions d'âge et de taille des populations, des taux de croissance et des relations longueur-poids, des âges moyens à la maturité, et des statistiques relatives à la pêcherie (récolte, rendement, effort). Tous ces paramètres devraient être étudiés en relation avec le retrait massif (Coshun 1986).

Un inconvénient majeur du retrait massif est que le fardeau de la récolte incombe au personnel des services d'aménagement, qui n'est pas toujours disponible au bon moment (Hacker 1978; Schneider et Crowe 1980). Quelques agences d'état ont employé des équipes de pêche pour capturer et vendre le poisson, mais le coût ayant dépassé les revenus

de vente, le système a été presque totalement abandonné (Warnick 1977). Il reste que le niveau général d'abondance changera peu si l'effort de pêche n'est pas très intensif et continu. D'après Curtis (1986), le retrait sélectif est généralement moins coûteux que le traitement chimique et ses effets sont plus graduels. Enfin, les bénéfices du retrait massif durent aussi longtemps que ce qu'on peut attendre de n'importe quelle autre méthode de contrôle qui ne soit pas une éradication totale (Houser et Grinstead 1961; Zuerlein 1981; Hanson et al. 1983).

4.3 Entraves à la circulation des poissons

Selon Vibert et Lagler (1961), l'objectif de ces systèmes est d'intervenir sur la circulation des poissons pour encourager l'émigration des espèces indésirables ou au contraire, de freiner ou interdire leur immigration. Dans ce travail, une distinction est faite entre les dispositifs d'interdiction passifs, qui visent à entraver la circulation des poissons sans utiliser intentionnellement de stimulus comportemental et, d'autre part, les barrières et les guides physiologiques qui se servent de tels stimuli.

4.3.1 Dispositifs d'interdiction passifs

L'aménagement de barrières physiques pour prévenir l'invasion d'espèces indésirables a probablement été l'une des toutes premières méthodes de contrôle. Il existe plusieurs catégories d'installations passives qui peuvent empêcher le passage des poissons, avec des succès variables. D'abord, il y a les ouvrages de gravier, de béton ou de bois, parmi lesquels on retrouve les seuils et les gabions. Des descriptions détaillées de ces obstacles apparaissent dans Menchen (1975), Makowecki et al. (1978), Paquet (1981, 1985) et Tremblay (1988). Ces ouvrages peuvent être construits à même de petits barrages déjà existants ou sur des cours d'eau, à l'aide de gabions, de tuyaux perforés, de planches ou de troncs d'arbres, ou d'une double digue de gravier. Les digues basses en terre semblent assez performantes pour bloquer l'accès des

marécages aux Carpes et elles conviennent bien aux grandes superficies à cause de leur coût peu élevé (MacCrimmon 1972).

Il y a ensuite les écrans et les grilles que nombre d'auteurs ont décrit (Wales et al. 1950; Wolf 1950; Leitritz 1952; John 1954; Bates et Visonhaler 1956; Whalls et al. 1956; Richardson 1965; Kupka 1966; Mason 1966; Reimers 1966; Bates et al. 1970; Bates et Vanderwalker 1970; Starbuck et al. 1973; Swain 1979b). Vibert et Lagler (1961) mentionnent les grilles fixes ordinaires, les grilles mobiles à nettoyage automatique et les grilles rotatives qui fonctionnent avec des roues à aubes ou des moteurs électriques. Les grilles peuvent être verticales ou alors horizontales combinées avec un seuil (Tremblay 1988). Les clôtures grillagées ont été utilisées entre autres pour le contrôle de la carpe dans les marécages (Swain 1979a). Une troisième catégorie est celle des déflecteurs à persiennes (Bates et Visonhaler 1956; Rhone 1960; Bates et Jewett 1961; Ruggles et Ryan 1964; Monan et al. 1967; Ducharme 1972; Swain 1979b; Hocutt et Edinger 1980).

Le principal problème rencontré par l'ensemble de ces ouvrages est l'obstruction causée par les débris transportés par le courant et il semble proportionnel à la vitesse d'approche de l'eau devant la barrière (Vibert et Lagler 1961; Swain 1979b). Par exemple, le colmatage augmente si on diminue la taille des ouvertures de la grille ou l'écartement des persiennes pour capter les petits organismes. Marcy et al. (1980) décrivent divers systèmes à filtres fixes ou mobiles pour réduire les pertes en oeufs et en jeunes poissons au niveau des prises d'eau de refroidissement des centrales électriques. Dans sa revue critique sur les méthodes pour empêcher le passage des poissons par des canaux, Swain (1979b) ne semble pas avoir trouvé de méthode qui soit efficace à 100% pour bloquer les poissons, les oeufs et les larves provenant d'un canal à fort débit (55,2 m^3/s). Plusieurs types d'installations peuvent cependant répondre à des exigences moins sévères. Hocutt et Edinger (1980) décrivent et critiquent des systèmes de diversion pour éloigner les poissons de plus grande taille: écrans à persiennes, écrans mobiles horizontaux, verticaux ou inclinés et il

semble que les plus efficaces soient les déflecteurs à persiennes (Morgan et Stauffer 1980).

4.3.2 Barrières et guides physiologiques

Les barrières physiologiques et les systèmes de guidage ou de diversion utilisent les caractéristiques comportementales des poissons pour les attirer ou les repousser. Dans cette catégorie, Vibert et Lagler (1961) ont regroupé les écrans électriques, lumineux et acoustiques, ainsi que les voiles de bulles d'air et Hocutt (1980) y a ajouté les changements dans la direction du courant et la vélocité dont peuvent faire partie les barrières hydrodynamiques. Jusqu'ici, les mécanismes d'orientation et de migration des poissons demeurent mystérieux et les données publiées sont souvent contradictoires (Hocutt 1980; Swain 1979b). L'efficacité d'un système de contrôle utilisant un stimulus quelconque devrait être démontrée par un plan d'expérimentation conçu en fonction de critères spécifiques pour les conditions environnementales visées. De façon générale, les réponses au stimulus vont varier selon l'espèce, le stade et l'état physiologique (Hocutt 1980).

4.3.2.1 Ecrans électriques

Le courant direct pulsé est reconnu comme une forme efficace de stimulation électrique chez les poissons (voir section 4.2.2.2). Stewart (1981) a démontré en laboratoire l'efficacité d'un faible courant électrique appliqué à une barrière marquée et visible pour retenir les poissons ronds (angl.: roundfish) et les poissons plats (angl.: flatfish). Toutefois, en milieu naturel, les poissons doivent répondre à une grande variété de pulsions (migration, quête de nourriture, fuite des prédateurs) et les barrières testées en nature n'ont pas réussi à confiner les poissons ronds, quelle que soit la complexité structurale de la barrière ou l'intensité du stimulus électrique (Stewart 1981). Dans les années 50, des barrières électriques ont été installées dans les tributaires des Grands Lacs pour empêcher la migration des lamproies marines adultes vers les sites de fraye (McCabe et al. 1970; Smith et Tibbles 1980), mais elles n'ont pas suffi à enrayer le pro-

blème. Vers la fin des années 60, le United States Fish and Wildlife Service (USFWS) a interrompu ses recherches sur les barrières électriques pour éloigner les poissons des prises d'eau parce que leur efficacité est grandement influencée par la taille et le type d'organismes (Morgan et Stauffer 1980). De fait, l'intérêt des écrans électriques réside justement dans la spécificité de la réponse. Ainsi, chaque espèce va répondre à un stimulus électrique selon une fréquence et une amplitude précises (Stewart 1981). Vibert et Lagler (1961) ainsi que Hocutt (1980) précisent toutefois que la réponse peut varier chez une même espèce pour différentes classes de tailles. Swain (1979b) affirme que ces systèmes ont un bon pouvoir de guidage et qu'ils sont efficaces pour bloquer les mouvements vers l'amont. Toutefois, ils ne peuvent empêcher la dévalaison, à plus forte raison si la vitesse de l'eau est élevée. Selon Vibert et Lagler (1961), les écrans électriques sont bons pour parquer des poissons sédentaires, mais " franchement mauvais " pour les migrateurs en déplacement vers l'aval. Les systèmes électriques ne fonctionnent pas bien à basse température, ni dans les grandes installations (Swain 1979b). De plus, l'efficacité peut varier selon la conductivité, la teneur en sels dissous et les matières en suspension, les fluctuations du niveau d'eau et du débit, la largeur du cours d'eau et le contour du fond (Maxfield et al. 1969; Maxfield et al. 1970). Enfin, il faut aussi considérer qu'un tel système peut nuire à la navigation (Hunn et Youngs 1980), et que les coûts et les risques encourus sont élevés (McCabe et al. 1970).

4.3.2.2 Rideaux de bulles

Des rideaux de bulles formés par la libération d'air comprimé à partir d'un tuyau ou d'un boyau perforé submergé peuvent éloigner ou guider les poissons (McCabe et al. 1970; Stewart 1981). Les réactions de ces derniers semblent dénoter une grande variabilité individuelle (Bramsnaes et al. 1942; Brett et MacKinnon 1953; Andrew et al. 1955; Brett et Alderdice 1958; Swain 1979b). Les barrières de bulles peuvent avoir une certaine efficacité de guidage ou de déflection, dépendant de la vitesse de l'eau, de l'angle du système et de la pression d'air (Hocutt 1980; Morgan et Stauffer 1980). La réponse d'évitement varie

aussi avec l'espacement des jets d'air et la luminosité et enfin, selon les espèces (Patrick et al. 1985). Ainsi, le Meunier noir serait plutôt attiré par un rideau de bulles, alors que la Perchaude serait repoussée (Patrick 1984). Ces différences sont probablement liées à la sélection d'habitats par le poisson. Dans une expérimentation en milieu naturel marin, Stewart (1981) a observé que de tels systèmes étaient très efficaces pour repousser les poissons ronds, mais moins pour les poissons plats. La visibilité est toutefois un facteur limitant (Stewart 1981) et il semble que les rideaux de bulles n'aient pas d'effet répulsif la nuit ou dans les eaux turbides (Morgan et Stauffer 1980; Patrick 1984b; Patrick 1984). Cependant, les réactions d'évitement sont accrues s'ils sont éclairés à l'aide d'une lumière de faible intensité (Patrick et al. 1985; Vibert et Lagler 1961; Patrick 1984b), ou d'une lumière stroboscopique (Patrick et al. 1985). Les rideaux de bulles ont l'avantage d'être techniquement plus simples que les barrières électriques et ils consomment moins d'énergie (Stewart 1981).

4.3.2.3 Barrières lumineuses

Selon Swain (1979b) et Hocutt (1980), peu d'applications ont été réussies, malgré qu'il y ait eu beaucoup d'études sur les réactions des poissons à la lumière. La lumière reste quand même l'un des principaux stimuli des poissons et elle est appliquée principalement pour augmenter les prises commerciales (Hocutt 1980; Patrick et al. 1985; Sager et Hocutt 1985), ou pour diriger les mouvements des poissons en eau libre (Wickham 1973).

Dans les travaux poursuivis par la Commission d'étude sur les Grands Lacs afin d'améliorer les systèmes de contrôle physique, on a étudié des lumières de faible intensité pour attirer les lamproies dans les trappes (Meyer et Schnick 1983). La réaction des poissons à la lumière n'est pas constante et semble dépendre des conditions environnementales et de l'état physiologique du sujet, ainsi que du type et de l'intensité du stimulus (Morgan et Stauffer 1980). Une phototaxie positive a été corrélée aux préférences optimales, à la curiosité, aux réflexes et

aux réponses conditionnées associées à la nourriture (Morgan et Stauffer 1980).

Les espèces étudiées ont démontré une réaction d'évitement à la lumière stroboscopique blanche, réaction qui a varié selon la vitesse du courant, la fréquence émise par le stroboscope et l'acclimatation des poissons (Patrick et al. 1985). La lumière stroboscopique est plus efficace qu'un faisceau de lumière continue (Patrick et al. 1982, 1985), et il semble que ce soit plutôt lié à la fréquence et à la durée, qu'à la composition spectrale. L'efficacité est grandement accrue si une barrière de bulles est ajoutée (Patrick 1984b; Patrick et al. 1985). Selon Patrick (1984), une barrière constituée d'un filet de cordage s'est révélée plus efficace pour éloigner les meuniers noirs lorsqu'elle était éclairée d'une lumière rouge. Toutefois, aucun système, simple ou combiné, n'a été efficace pour repousser cette espèce la nuit, qu'il s'agisse de bulles, de sons, de filets de cordage ou de lumière (Patrick 1984b).

4.3.2.4 Barrières acoustiques

Les barrières acoustiques se propagent mieux dans l'eau que les radiations électromagnétiques. Les prédateurs peuvent être attirés par des sons à basse fréquence, alors que les autres poissons sont repoussés (Richard 1968; Morgan et Stauffer 1980). Cependant, les prédateurs s'acclimatent rapidement à l'attractif auditif si celui-ci n'est pas renforcé par la présence de proies (Richard 1968; Haymes et Patrick 1986). Les sons en direct sont plus efficaces que les sons enregistrés (Morgan et Stauffer 1980). Toutefois les sujets montrent une réaction initiale, puis un comportement passif après adaptation (Hocutt 1980). Somme toute, les barrières acoustiques sont généralement inefficaces pour les prises d'eau à cause des réactions spécifiques des poissons, et du fait que les poissons s'adaptent au son éventuellement et ne réagissent plus au stimulus (Morgan et Stauffer 1980). Certaines espèces vont répondre à des fréquences variant de 1000 à 13000 Hz, alors que d'autres sont plus sensibles à l'intensité du son (Hocutt 1980).

Un système de résonateurs de basse fréquence et de forte intensité a été efficace pour écarter des espèces pélagiques d'une structure expérimentale (Haymes et Patrick 1986), mais beaucoup moins pour des espèces non pélagiques. Dans des essais en milieu naturel, un résonateur pneumatique a réussi à repousser les perchaudes mais est resté sans effet sur les meuniers noirs (Patrick 1984b). Des expériences seraient nécessaires pour trouver un signal acoustique qui induirait une réponse chez les espèces-cibles. D'autre part, l'efficacité pourrait être renforcée par l'utilisation d'appât (Richard 1968).

4.3.2.5 Barrières hydrodynamiques

La possibilité que certaines espèces de poissons préfèrent certaines passes migratoires à d'autres a des implications importantes; on pourrait ainsi exclure les espèces indésirables des zones d'amont en construisant des passes qui exploitent les différences de préférences interspécifiques (Schwalme 1985). D'après des expériences d'évaluation de la capacité natatoire de la Lamproie, il semble que des barrières hydrodynamiques n'empêcheraient pas la remontée reproductrice (Hunn et Youngs 1980). Des échelles à poissons peuvent être conçues et opérées pour freiner la montaison des espèces indésirables, et permettre le déplacement des autres espèces (McCabe et al. 1970; Derksen 1980; Schwalme 1985). Derksen (1980) a trouvé que des vitesses de courant dépassant 0,91 m/s constituaient une barrière presque totale à la montaison des espèces (Ombre arctique, Grand Brochet, Meunier rouge) frayant au printemps dans le Goose Creek, Manitoba. Par ailleurs, il semble que le Meunier noir ne soit pas attiré par les courants de haute vélocité (Schwalme 1985).

4.3.2.6 Energie thermique

Dans une recherche en vue d'attirer les espèces indésirables dans les engins de pêche, Curtis (1985b) a développé un système pour créer un gradient de chaleur. Il utilise une toile solaire au-dessus d'une trappe, combinés à un système actif de panneaux de chauffage solaire. Le problème est d'installer ce système tôt au printemps quand l'eau du

lac est encore assez fraîche pour rendre l'installation efficace. L'efficacité n'a toutefois pas encore été évaluée. McCauley et Fry (1986) ont proposé l'installation de barrières thermiques sous la forme d'écluses chauffées pour empêcher les poissons de passer d'un plan d'eau à un autre.

4.3.2.7 Autres

Les études sur l'utilisation d'objets mobiles suspendus (chaînes, tiges, cables et panneaux) pour effrayer ou attirer les poissons n'ont donné que des résultats mitigés ou encore contradictoires (Swain 1979b). Quant aux teintures, elles peuvent faire fuir les Salmonidés le jour mais restent sans effet la nuit (Swain 1979b).

5. CONTROLE BIOLOGIQUE

5.1 Principes généraux

La lutte biologique est utilisée depuis plusieurs années dans les milieux agricoles pour contrôler les insectes ou les végétaux nuisibles dans les récoltes. Selon Huffaker et Messenger (1976), le terme contrôle biologique a été défini pour la première fois par Smith (1919) comme étant l'emploi d'ennemis naturels (introduits ou manipulés) pour contrôler une espèce nuisible. A l'origine, le contrôle biologique des insectes était effectué par l'introduction d'un insecte prédateur entomophage. Cependant, tout organisme susceptible d'exercer un contrôle (parasite, virus, bactérie, champignon) peut être utilisé en lutte biologique. La popularité croissante de cette pratique repose entre autres sur le besoin de trouver un moyen de contrôler les espèces indésirables qui soit économique et non nuisible pour l'environnement. Les principaux avantages du contrôle biologique sont: 1) le haut taux de contrôle possible à faible coût; 2) l'absence de frais récurrents une fois le programme lancé; et enfin 3) l'absence d'effets nuisibles pour l'homme et la faune annexe. Cependant, on retrouve aussi certains inconvénients: 1) destruction incomplète de la peste; 2) imprévisibilité de l'effet du prédateur ou du pathogène en nature; 3) importance des sommes à investir pour mettre au point un bon programme de lutte biologique; et 4) délais requis avant d'avoir des résultats tangibles, en plus d'effets toujours moins spectaculaires à court terme qu'avec les pesticides chimiques.

Les principes de base de la lutte biologique en milieu aquatique sont relativement semblables à ceux de la lutte biologique classique en milieu agricole. Il faut manipuler les facteurs de mortalité naturelle et artificielle de l'espèce nuisible afin de déplacer la dynamique de population en faveur de l'aménagiste (Sawyer 1980). La première étape est de connaître à fond la biologie de l'espèce nuisible et l'ensemble des interactions possibles avec l'environnement. Dans un deuxième temps, on doit aussi connaître la biologie de l'agent de contrôle que l'on veut introduire ou favoriser (Huffaker et Messenger 1976; Shafland

1986). Le contrôle biologique au sens strict ne peut résoudre seul un problème causé par plusieurs espèces nuisibles (Huffaker et Messenger 1976). De plus, la lutte biologique implique la persistance des espèces nuisibles dans le milieu (Sawyer 1980). Par exemple, selon Meyer et Schnick (1983), le contrôle biologique de la Lamproie marine n'est pas un succès lorsqu'utilisé seul, puisqu'aucun pathogène vraiment spécifique n'a été identifié et qu'il y a peu de possibilités du côté de la prédation ou de la compétition.

Cependant si les populations d'espèces indésirables sont tenues en deçà d'un seuil de nuisance, les résultats à long terme ne pourront qu'être bénéfiques. En effet, les coûts de pesticides seront fortement diminués, la présence d'une quantité résiduelle d'individus nuisibles permettra la perpétuation du prédateur ou du pathogène et enfin, il en résultera une diminution de la force sélective permettant de créer des individus résistants (Huffaker et Messenger 1976). La lutte biologique devra donc s'appliquer à l'intérieur d'un programme de contrôle intégré permettant au gestionnaire de se doter de plusieurs outils (aménagements physiques, retrait massif, piscicides, lutte biologique...) selon les besoins rencontrés.

On peut séparer les méthodes de contrôle biologique applicables en milieu aquatique en trois catégories distinctes, les deux premières plus classiques étant les relations prédateurs-proies et les introductions d'agents pathogènes (bactéries, virus, champignons) et la troisième, beaucoup plus récente, regroupant les manipulations génétiques.

5.2 Relations prédateurs-proies

Le contrôle biologique, par introduction de prédateurs, a été un des premiers moyens utilisés en agriculture pour lutter contre les insectes nuisibles. Selon Dunst et al. (1974), beaucoup d'essais ont été entrepris pour essayer de contrôler une espèce de poisson nuisible en introduisant un prédateur. Un des avantages soulevés par cette technique est qu'une grande partie de la biomasse ichthyenne produite par le lac (espèces indésirables) peut être transformée en chair de poisson

d'espèces recherchées par l'homme. Ceci implique cependant que les espèces introduites aient un haut degré de spécificité envers l'espèce nuisible. Cependant, il existe peu d'études bien documentées sur ce sujet et les recherches se sont souvent soldées par des échecs ou un manque de suivi. Plusieurs études démontrent l'inefficacité de cette méthode de contrôle. Ainsi, l'introduction de l'Achigan à grande bouche (Clark 1964), du Doré jaune, du Maskinongé, Esox masquinongy, (Snow 1968) et enfin du Grand Brochet (Beyerle 1970), n'a pu contrôler adéquatement les populations de Crapet arlequin (Dunst et al. 1974).

Certaines études ont néanmoins eu des résultats satisfaisants. On peut citer entre autres la modification de la communauté de zooplancton et de poissons au lac Michigan pour contrôler biologiquement la nuisance de phytoplancton (Flint 1985). En effet selon Shapiro (1982), Scavia (1984), Spencer et King (1984) ainsi que Vanni (1984), l'introduction d'espèces prédatrices (Salmonidés) a occasionné une réduction des effectifs du Gaspareau, Alosa pseudoharengus, diminuant du même coup la pression de prédation sur le zooplancton. Cette nouvelle interaction a permis aux organismes zooplanctoniques d'effectuer un contrôle plus efficace sur le phytoplancton créant comme résultat tangible une augmentation importante de la clarté de l'eau. L'une des meilleures études faisant état de l'introduction de prédateurs et d'un suivi sur plusieurs années a été réalisée en Floride. Cette étude s'étend sur une période de cinq ans et a débuté en 1984 (Shafland 1984, 1986; Shafland et Hilton 1985, 1986, 1987). Les chercheurs ont introduit un Cichlidé prédateur du Astronotus ocellatus (angl.: oscar), le Cichla ocellaris (angl.: peacock bass) dans plusieurs canaux urbains du sud-est de la Floride. Le but était de contrôler la multitude d'espèces exotiques introduites tout en offrant une espèce sportive de classe dont la chair est excellente. Les résultats obtenus indiquent que l'introduction a réussi et qu'un certain équilibre entre prédateurs et proies est restauré. Dans le cadre d'un autre exemple, Flint (1985) a observé que l'abondance de la Lamproie marine demeure encore aujourd'hui un problème pour les gestionnaires des Grands Lacs et ce, malgré les traitements répétés au TFM. D'un autre côté, l'avènement de la Lamproie marine aurait coïncidé avec la disparition progressive de

l'Esturgeon de lac, Acipencer fulvescens. Selon Flint (1985), la réintroduction de cette espèce pourrait devenir un moyen de contrôle efficace de la Lamproie marine. En effet, l'esturgeon vient frayer sur les mêmes tributaires que la lamproie et est reconnu pour se nourrir des ammocètes. Une réintroduction massive d'esturgeon pourrait donc diminuer l'utilisation de produit chimique tout en maintenant les populations de Lamproie marine à de faibles niveaux. Cela permettrait de plus la production d'une nouvelle biomasse exploitable à long terme.

Avant de considérer une introduction de prédateurs, il est important d'établir un programme de gestion complet tenant compte des paramètres suivants: 1) la nourriture préférentielle du prédateur; 2) la taille de la proie à maturité; 3) la taille de la population d'espèce proie; et enfin 4) la disponibilité des proies (Dunst et al. 1974). Certaines manipulations de l'environnement peuvent être apportées pour augmenter les interactions proies-prédateurs. Une des meilleures méthodes est la baisse du niveau de l'eau des lacs pour exonder toutes les zones de couvert disponibles augmentant ainsi les chances de rencontre entre proies et prédateurs (Thomaston 1962; Pierce et al. 1963; Heman et al. 1969; McCabe et al. 1970; Beard et al. 1973; Keith 1975).

5.3 Introduction de pathogènes

Selon Huffaker et Messenger (1976), l'avantage de l'utilisation des pathogènes comparativement aux prédateurs est leur incroyable rapidité de reproduction et leur très haut degré de spécificité. Les principaux agents de contrôle retrouvés dans cette catégorie sont les virus, les bactéries, les champignons, les protozoaires et les nématodes. Bien que leur utilisation soit assez répandue en milieu terrestre pour le contrôle des insectes, il existe très peu d'études qui traitent spécifiquement de contrôle biologique chez les poissons par ce procédé.

Deux espèces de bactéries, Edwardsiella ictalurie et E. tarda, ont été reconnues comme ayant un très haut degré de spécificité envers la Barbue de rivière (Meyer et Bullock 1973; Plumb et Sanchez 1983). E. tarda causerait des abcès purulents au niveau du cou et n'attaquerait

que les individus de grande taille dont le poids dépasse 450 g (Meyer et Bullock 1973). De plus, la Truite brune, Salmo trutta, ne serait pas affectée. E. ictalurie cause une septicémie entérique et agit lorsque la température de l'eau varie entre 20 et 30 degrés. Plumb et Sanchez (1983) ont évalué la susceptibilité de cinq espèces de poissons à la bactérie: la Barbue de rivière, le Tilapia (Sarotheredon aureus), le Méné jaune, l'Achigan à grande bouche, et Aristichthys nobilis (angl.: bighead carp). Avec la Barbue de rivière, seul le Tilapia était affecté par la bactérie, les autres espèces n'étant aucunement touchées. Cependant, cette bactérie affecte principalement les barbues élevées en pisciculture et soumises à un stress de surpopulation. Selon Huffaker et Messenger (1976), rien n'indique qu'une bactérie qui devient active lorsque le poisson est en stress sera aussi efficace dans des conditions naturelles.

Il existe aussi un virus qui attaque la Barbue de rivière, il s'agit du CCV (Channel Catfish Virus) (Plumb et al. 1975). Il occasionne une maladie qui attaque les jeunes individus dans leur premier été. La mortalité peut atteindre des niveaux aussi élevés que 100%. Cependant, elle oscille en général autour de 40 à 50%. Cette maladie est souvent associée à de mauvaises conditions physico-chimiques du milieu. Le virus peut être transmis aux poissons par la nourriture. Les auteurs ont vérifié l'effet de ce virus sur huit lignées de Barbue de rivière et ont observé des mortalités passant de 10 à 71% selon les lignées. De plus, ils ont noté qu'une hybridation entre différentes lignées augmentait la résistance du poisson face au virus.

Stevenson (1978) a isolé un virus spécifique à la Carpe, le Rhabdovirus carpio. Il cause une maladie très grave dont les principaux symptômes sont un noircissement de la peau, une recherche d'oxygène, de l'exophthalmie, des lésions hémorrhagiques aux branchies et sur le corps. A l'analyse post-mortem, on observe que les viscères sont oedémateux avec des hémorrhagies. Le virus peut être soit inoculé directement ou simplement introduit dans l'eau où vivent les poissons puisqu'il pénètre par les filaments branchiaux. En laboratoire, les carpes inoculées ont subi une mortalité de 100%, comparativement à 0%

pour le Carassin et 0% pour la Truite arc-en-ciel. L'auteur a de plus essayé de transmettre la maladie à un lot de carpes saines en y introduisant des carpes infectées. Les résultats n'ont pas été satisfaisants. La dose d'inoculation étant trop forte, les carpes infectées sont mortes avant de pouvoir transmettre la maladie. En effet, quelle que soit la dose (10^5 pfu\ml ou 1 pfu\ml), la virulence du pathogène est telle que la mortalité demeure toujours 100%, le temps de réaction étant un peu plus lent à 1 pfu. Selon Stevenson (1978), l'introduction de ce virus sur des populations sauvages de carpes en Australie créerait une forte épizootie. Cependant, il y aurait toujours quelques survivants plus résistants. Le virus pourra demeurer effectif pendant une longue période de temps, mais au bout de quelques générations il y aura formation de populations résistantes. Il serait donc primordial de sélectionner plusieurs souches différentes du virus pour être en mesure de contrôler l'espèce nuisible à long terme. Cependant, Stevenson (1978) met en évidence les risques soulevés par ce type de contrôle, puisqu'il s'agit en effet de l'introduction d'une maladie dans un milieu et que les réactions des pathogènes sont souvent imprévisibles. L'introduction d'un virus doit donc être considérée si et seulement si les autres moyens de contrôle se sont avérés inefficaces et tous les moyens possibles doivent être mis en oeuvre pour rendre publique l'importance de cette application.

5.4 Manipulations génétiques

Les manipulations génétiques peuvent être subdivisées en trois catégories majeures: 1) la stérilisation des individus; 2) l'introduction d'individus polyploïdes; et 3) le développement de lignées de poissons recherchés mieux adaptées à un type d'environnement précis.

5.4.1 Stérilisation

Selon Dunst et al. (1974), il existe trois méthodes reconnues de stérilisation: l'utilisation d'hormones, les produits stérilisants radioactifs et les chémostérilants. Ces méthodes ne sont pas tout à

fait au point et elles n'ont pas vraiment été éprouvées à grande échelle sur le terrain.

Une des meilleures études effectuées dans ce domaine est celle de Hanson et Manion (1980) qui ont exposé les fondements théoriques de la méthode et démontré son efficacité chez la Lamproie marine en milieu naturel. Les auteurs ont observé le comportement d'une population de lamproies normales et de lamproies stériles, prêtes à frayer et confinées dans une section de rivière. Ils ont aussi déterminé le succès reproducteur. Enfin, ils ont décrit les différentes façons d'utiliser la technique dans le cadre du programme de contrôle et ils ont évalué son rôle potentiel. La technique consiste à stériliser les mâles sans altérer l'habilité à s'accoupler. Il est nécessaire d'être familier avec le cycle vital, les moeurs et la dynamique de la population pour évaluer la faisabilité de la technique. Il existe deux procédures distinctes: a) production de masse (stérilisation et mise en liberté d'organismes stériles en parfaite santé dans une population naturelle) et, b) stérilisation d'une partie de la population naturelle (procédure choisie pour l'expérimentation sur le terrain). L'étude a démontré que l'injection intrapéritonéale d'un chémostérilant (bisazir: amide P,P-bis(1-aziridinyl)-N-méthylphosphinothioïque) peut réduire le nombre de larves viables normalement produites et que la baisse du potentiel reproducteur est directement liée au rapport mâles stériles: mâles normaux dans la population. La valeur des méthodes de contrôle peut être affectée selon que les facteurs régulateurs de la densité de population (espace, nourriture) agissent sur le nombre de larves ou bien n'agissent pas. Dans cette dernière éventualité le nombre de larves dépendrait du nombre de géniteurs, et la méthode de stérilisation pourrait agir, ce qui a semblé le cas dans cette expérimentation. Les traitements chimiques au TFM ont eu un grand succès (en terme de nombre de larves tuées) quand la population naturelle était élevée, mais ils deviennent inefficaces quand le niveau est bas. La méthode de stérilisation a un effet opposé: elle devient très efficace quand le niveau de la population naturelle est bas. Selon Hanson et Manion (1980) il y aurait possibilité de combiner les deux techniques pour effectuer un programme de contrôle plus performant. La stérilisation à

grande échelle pourrait être obtenue en immergeant les individus pendant deux heures dans des bains contenant 100 mg/l de bisazir (Hanson 1981).

5.4.2 Polyploïdie

L'induction de la polyploïdie peut se faire soit par choc thermique ou mécanique des oeufs fraîchement fertilisés, ce qui donne comme résultat des individus comportant trois ou quatre paires de chromosomes par noyaux. Cette technique est utilisée depuis un certain temps en aquaculture spécialement chez la Truite arc-en-ciel (Bye et Lincoln 1986). Elle permet aux mâles d'atteindre de grandes tailles sans pour autant développer leur caractéristiques sexuelles et une chair de mauvaise qualité. L'énergie qui était originalement investie dans les gonades est, chez les individus polyploïdes, redistribuée dans les activités de croissance. Cette technique a des avantages immenses en pisciculture commerciale où l'on recherche une chair de qualité et l'atteinte d'une grande taille en peu de temps (Bye et Lincoln 1986). On peut aussi appliquer ce concept en aménagement aquatique. Selon Cassani et Caton (1986), l'introduction de la Carpe d'herbe triploïde peut devenir un moyen de contrôle intéressant dans les endroits où l'on veut diminuer la végétation aquatique tout en ayant un contrôle total du nombre de prédateurs présents. Un problème important reste cependant la difficulté d'atteindre 100% de polyploïdie, et les risques d'introduire des individus sexuellement fonctionnels sont donc très élevés.

5.4.3 Développement de lignées supérieures

Le but de cette méthode est de développer à l'aide de techniques génétiques (sélection massale, sélection familiale, hétérosys etc...) des lignées mieux adaptées aux différentes pressions de l'environnement. Selon Dunst et al. (1974), quelques essais ont été entrepris afin de permettre à certaines espèces d'atteindre les qualités requises pour augmenter leur adaptabilité à certains milieux bien particuliers.

Ce programme génétique aurait réussi avec certains salmonidés (Northcote 1970).

Il n'existe néanmoins pas d'étude vraiment ciblée et aucune des manipulations génétiques décrites précédemment n'est au point pour une application générale.

6. APPROCHES COMBINEES

Issue des trois catégories de contrôle précédentes (contrôle chimique, contrôle physique, contrôle biologique), une quatrième approche consiste en l'utilisation parallèle de deux ou plusieurs méthodes pour contrôler de façon plus efficace les espèces non recherchées. Il pourrait s'agir par exemple d'une opération de retrait massif effectuée sur les sites de reproduction de l'espèce à contrôler, couplée à l'utilisation d'agents toxiques (sélectifs ou non). Ou encore d'une action sur l'environnement spécifique des espèces nuisibles, de façon à en augmenter les adversités. En fait, toute combinaison de techniques compatibles peut être rangée dans cette catégorie. Trois méthodes seront abordées ici: la manipulation du niveau de l'eau, diverses manipulations de l'environnement, et l'utilisation de substances attractives et/ou répulsives.

6.1 Manipulation du niveau de l'eau

Une technique d'aménagement assez répandue à une certaine époque a été la manipulation du niveau de l'eau dans les cours d'eau et les réservoirs à des moments critiques pour les populations de poissons nuisibles (McCabe et al. 1970). La régularisation du niveau de l'eau des marais a aussi été combinée avec la construction de petites digues en terre, pour en exclure les carpes (MacCrimmon 1972).

La manipulation du niveau de l'eau est réalisable sur les plans d'eau contrôlés par un barrage, tels les réservoirs ou les lacs artificiels (Keith 1975), ou encore lorsqu'il y a possibilité de construire un canal de dérivation (Vibert et Lagler 1961). Cette méthode peut réduire les coûts et augmenter l'efficacité des empoisonnements, du retrait sélectif ou de la pêche commerciale (Carter 1963b, c; Keith 1975). Par exemple, l'abaissement du niveau a été la façon la plus efficace et la plus économique d'éliminer par roténone le Baret, Morone americana, dans deux réservoirs du Nebraska (Zuerlein 1981). L'idée de réduire le niveau d'eau pour concentrer davantage les individus et les rendre plus vulnérables aux engins de pêche a été profitable lors

d'opérations de retrait mécanique (Crawford 1957; Thomaston 1962; Carter 1963b; Pierce et al. 1963; Keith 1975). Selon Hooper et al. (1964), la manipulation du niveau des réservoirs en vue de favoriser les espèces sportives n'a donné que des résultats mitigés. Toutefois, on a obtenu certains succès quand la technique a été utilisée pour faciliter la prédation sur une espèce-proie surabondante (Thomaston 1962; Pierce et al. 1963; Heman et al. 1969; McCabe et al. 1970; Beard 1973). Une baisse de niveau peut en effet contrôler la végétation qui offre un couvert aux poissons-fourrages et favorise leur surpopulation (Keith 1975). Lantz et al. (1967) ont noté une réduction des populations naines et surabondantes de Crapet, une augmentation de la taille des poissons recherchés et une augmentation substantielle de la récolte par les pêcheurs sportifs. East (comm. pers.)[1] a d'ailleurs observé une diminution de l'abondance du Ventre rouge du Nord, Phoxinus eos, après une baisse de niveau dans un lac à Omble de fontaine de la Réserve Mastigouche.

Par ailleurs, le niveau peut être abaissé après la fraye de façon à assécher les oeufs et les nids (McCabe et al. 1970). Ainsi, on a pu noter une diminution significative du succès reproducteur de certaines espèces indésirables en exposant à l'air les sites de fraye, les nids et les oeufs (Shields 1958; McCabe et al. 1970). Les fluctuations de niveau doivent être bien planifiées de façon à éviter que les géniteurs aillent se reproduire dans une zone non exondée (MacCrimmon 1972). Cette technique a été employée de façon limitée dans le contrôle de la Carpe (Swain 1979a) et de la Sauvagesse du Nord (Jeppson 1957). D'autre part, le niveau peut être stabilisé ou haussé pour aider les espèces recherchées dans leur migration génésique ou la reproduction, et encourager ainsi leur dominance sur les espèces indésirables (McCabe et al. 1970). Selon Bennett (1951), il n'y a pas de meilleure technique pour contrôler le problème des espèces indésirables.

---

1. P. East, Université du Québec à Trois-Rivières.

6.2 Manipulation de l'environnement

Ashley (1982) a proposé quelques idées qui s'appliquent aux lacs eutrophes. Quatre méthodes alternatives qui pourraient s'avérer efficaces pour contrôler les poissons nuisibles dans les lacs de petite dimension y sont décrites: 1a) bris de la stratification thermique par brassage vigoureux en été lorsque la température de l'eau est élevée; avec cette technique on remet en suspension une grande quantité de nutriments qui pourraient créer une surpopulation de zooplancton, entraînant ainsi une situation de "summerkill"; 1b) brassage vigoureux en hiver; cette technique est utilisée lorque le taux d'oxygène dissous est très faible (février); elle consiste en un brassage qui remettrait en circulation les sédiments toxiques; 2) traitement à la glace sèche; c'est une variation de la méthode précédente, la glace sèche servant d'agent de brassage, remplaçant ainsi le compresseur; 3) traitement au méthanol: cette technique devrait être utilisée en hiver après la formation de la croûte de glace; elle consiste en l'introduction d'une source de carbone, le méthanol, qui créerait une demande importante en oxygène pour se décomposer; et 4) traitement au sulfite de sodium; ce produit est un agent réducteur, c'est-à-dire qu'il diminue rapidement la concentration d'oxygène dissous entraînant ainsi la suffocation des poissons; l'effet ne dure que peu de temps, l'eau n'est pas toxique et l'oxygène dissous reprend rapidement sa concentration normale (Lennon et al. 1971); d'autre part, il est possible de sauver les Salmonidés attaqués en les capturant et en les plaçant dans une eau non traitée; les concentrations requises pour un traitement efficace sont toutefois très élevées ce qui rend prohibitifs les coûts d'une opération à grande échelle.

6.3 Substances attractives/répulsives

Les substances chimiques ayant des effets sur le comportement ou la physiologie de l'espèce nuisible (substances attractives, répulsives, phéromones, hormones, antimétabolites) peuvent constituer un outil de contrôle intéressant (Sawyer 1980). Toutefois, peu d'études ont porté sur ce sujet. Dans le cadre du programme de contrôle de la Lamproie

marine, l'étude des produits attractifs et répulsifs s'est concentrée sur les phéromones sexuels et sur les substances relâchées par les ammocètes qui pourraient guider les adultes sur les sites de fraye (Meyer et Schnick 1983). Lindsey et Northcote (1963) avaient suggéré que le choix des sites de fraye chez le Méné rose, Richardsonius balteatus, puisse être relié à un phénomène de "homing". Werner (1979) a pour sa part étudié ce mécanisme chez le Meunier noir, et conclu que l'olfaction pourrait jouer un rôle important dans la sélection des aires de fraye chez cette espèce.

D'autre part, comme on l'a vu précédemment, des appâts peuvent être utilisés pour accroître l'efficacité des engins de capture (Swain 1979a; Magnan et FitzGerald 1984b; Schwartz 1986). L'olfaction joue d'ailleurs un rôle prépondérant chez le Meunier noir, comme tendent à le démontrer les travaux de Dence (1948) et de Werner (1979). Enfin, des substances répulsives comme le Thanite ou le sulfate de cuivre peuvent repousser les poissons vers les zones de pêche (Lennon et al. 1971).

7. LUTTE INTEGREE

7.1 Principes généraux

Le concept du contrôle intégré des espèces nuisibles est apparu vers les années 50. Les gens du milieu agricole réalisèrent à cette époque que les pesticides ne parvenaient pas à contrôler efficacement les insectes qui nuisent aux récoltes (Sawyer 1980; Flint et van der Bosch 1981; Bye et Lincoln 1986). En effet, cette dernière stratégie comporte les faiblesses suivantes: 1) destruction des ennemis naturels ayant l'effet de réduire la suppression naturelle, donc de permettre d'abord une résurgence rapide de l'espèce cible, et ensuite, de permettre à des espèces auparavant inoffensives de proliférer et devenir nuisibles; 2) développement de la résistance des espèces nuisibles aux produits toxiques, l'un après l'autre; et 3) les dangers pour l'homme et l'écosystème (Flint et van der Bosch 1981). Sans éliminer la lutte chimique, on devait l'utiliser comme un complément des contrôles biologiques naturels, et non plus comme un antagoniste (Sawyer 1980). De nos jours, le contrôle intégré a évolué vers une approche plus globale qui représente beaucoup plus qu'une simple combinaison de techniques. Ce concept a été baptisé gestion intégrée des espèces nuisibles (Sawyer 1980, traduction libre de "integrated pest management" ou IPM). Dans ce travail, le terme "lutte intégrée" sera considéré équivalent à celui de gestion intégrée des espèces nuisibles.

La lutte intégrée a été développée surtout en agriculture afin d'orienter le contrôle des insectes et des acariens vers une approche holistique (c'est-à-dire qui se concentre sur un système, dans une zone limitée, et arrive à une compréhension approfondie de ce système, en regard de la croissance de la culture, de l'impact des espèces nuisibles et des rapports coûts-bénéfices) (Sawyer 1980; Flint et van der Bosch 1981; Bye et Lincoln 1986). La lutte intégrée vise donc à réduire les coûts, augmenter l'efficacité et diminuer les risques du contrôle. Les systèmes de gestion intégrée des espèces nuisibles sont dynamiques, à l'image de l'écosystème, et impliquent généralement une recherche d'information et un suivi de l'évolution de la ressource. Un

tel programme ne doit pas comporter de rigidité préprogrammée et doit agir seulement si un problème se pose. Le gestionnaire doit absolument être averti des effets écologiques et biologiques des actions posées en tout temps, non seulement sur les organismes cibles, mais aussi sur les ennemis naturels et les organismes non nuisibles (Flint et van der Bosch 1981).

Avant de définir plus en détail les principes de la lutte intégrée, il faut savoir si des recherches et des applications d'abord orientées vers le milieu agricole peuvent être de quelque utilité en halieutique. De fait, les problèmes posés sont relativement semblables, puisqu'un lac exploité est un écosystème géré par l'homme, comme le sont aussi un champ cultivé ou une forêt exploitée. De façon similaire, il s'agit de manipuler les mortalités naturelle et artificielle afin de déplacer la dynamique de population de l'espèce-cible à l'avantage de l'exploitant (Lamsa et al. 1980; Sawyer 1980). Nous avons vu dans les chapitres précédents que peu de méthodes sont parvenues isolément à contrôler les poissons nuisibles et surtout qu'aucune n'est en mesure d'agir de façon définitive (exception faite des très petits plans d'eau). Ainsi, les gestionnaires des Grands Lacs ont senti l'importance de continuer les recherches sur des méthodes qui diminueraient la dépendance aux lampricides et d'explorer les principes de la lutte intégrée pour le contrôle de la Lamproie marine (Sawyer 1980; Smith et Tibbles 1980; Meyer et Schnick 1983). Beaucoup d'espoirs sont actuellement misés sur cette approche (Lamsa et al. 1980; Walters et al. 1980).

7.2 Définition

Selon Huffaker et Messenger (1976) et Flint et van der Bosch (1981), la gestion intégrée des espèces nuisibles est une stratégie de contrôle fondée sur l'écologie, qui utilise une approche systémique pour maintenir les populations nuisibles à des niveaux ne causant pas de dommages économiques. Cette stratégie se fie principalement aux facteurs de mortalité naturelle et est à la recherche de tactiques de contrôle qui perturbent le moins possible ces facteurs. Idéalement, toutes les actions de contrôle possibles sont considérées: les prédateurs et les

parasites naturels, les hôtes qui ont une résistance génétique aux pestes, les modifications environnementales et, lorsque nécessaire et approprié, les pesticides chimiques. La lutte intégrée utilise les pesticides seulement en dernier ressort, de manière aussi sélective que possible et après qu'une surveillance systématique des populations d'espèces nuisibles et des facteurs naturels de contrôle en ait indiqué le besoin (Sawyer 1980; Flint et van der Bosch 1981). L'interaction potentielle entre les différentes tactiques de contrôle, les conditions météorologiques, les pratiques d'exploitation, les autres espèces nuisibles et l'espèce à protéger doit être évaluée. Tous ces éléments doivent devenir synergiques plutôt qu'exclusifs ou même antagonistes. Selon Flint et van der Bosch (1981), la gestion intégrée des espèces nuisibles ne doit pas être confondue avec l'aménagement des espèces nuisibles. Ce dernier terme réfère à une pratique ou à une combinaison de pratiques destinées à manipuler les populations d'espèces nuisibles (ou potentiellement nuisibles) et à diminuer les dommages causés par ces espèces. Pour sa part, la lutte intégrée est un concept plus complexe qui doit tenir compte de l'ensemble de l'écosystème, et non se limiter à l'espèce nuisible.

7.3 Philosophie de l'approche

De la définition précédente émergent trois idées fondamentales qui sont la base de la lutte intégrée (Bye et Lincoln 1986): d'abord, considérer la dynamique de population des espèces nuisibles dans le contexte de l'écosystème, ensuite, tenir compte des niveaux de dommage économique, c'est-à-dire des rapports coûts-bénéfices et enfin, utiliser des techniques et des méthodes de contrôle appropriées et compatibles. De façon plus explicite, la philosophie de la lutte intégrée est fondée sur les principes qui vont suivre (Flint et van der Bosch 1981).

7.3.1 Conception holistique

Les intervenants doivent avoir une conception de la ressource à gérer en tant que composante d'un écosystème fonctionnel et dynamique. On

doit considérer l'ensemble de cet écosystème, non seulement l'organisme nuisible. Par ailleurs, des actions sont prises pour restaurer, préserver ou augmenter les mécanismes naturels de contrôle et non pour éliminer des espèces. Il faut donc explorer les facteurs qui agissent sur la dynamique de population des espèces nuisibles. Un programme de gestion intégrée n'inclut pas l'éradication, quoique cette méthode puisse être dans de rares cas la meilleure stratégie (Sawyer 1980; Flint et van der Bosch 1981; Bye et Lincoln 1986).

7.3.2 Rapport coûts-bénéfices

Un autre principe important est la compréhension que la présence d'un organisme potentiellement nuisible ne constitue pas nécessairement un problème. Pour s'assurer de l'existence d'un tel problème, Bye et Lincoln (1986) ainsi que Flint et van der Bosch (1981) suggèrent l'implantation de critères décisionnels. La nécessité d'un contrôle artificiel devrait être justifiée par un échantillonnage quantitatif, par la prédiction des tendances de la population, et enfin en tenant compte des niveaux de dommages économiques (Sawyer 1980). Ainsi, les populations indésirables devraient être maintenues juste en-dessous du seuil de nuisibilité.

7.3.3 Compatibilité et adaptabilité

Le dernier principe est la considération automatique de toutes les méthodes de contrôle possibles avant d'entreprendre une action. Une stratégie de gestion intégrée doit utiliser une combinaison de techniques compatibles et non antagonistes (Sawyer 1980; Meyer et Schnick 1983; Bye et Lincoln 1986). D'autre part, la lutte intégrée intervient dans un écosystème dynamique et elle doit refléter ce dynamisme par son adaptabilité. Chaque situation est unique et nécessite une évaluation individuelle. Le facteur clé du succès demeure l'élément humain décisionnel et non pas les outils ou les techniques, même s'ils sont très importants (Flint et van der Bosch 1981).

7.4 Etablissement d'un programme de lutte intégrée

Selon Flint et van der Bosch (1981), un programme de gestion intégrée des espèces nuisibles comprend les éléments de base suivants: l'élément humain qui comprend les auteurs du système et ses gestionnaires; les connaissances et l'information nécessaires pour concevoir le système et prendre des décisions de gestion sensées; un programme pour surveiller la quantité et l'état des éléments de l'écosystème (c'est-à-dire ressource, peste et ennemis naturels); les niveaux décisionnels, c'est-à-dire les densités de la peste auxquelles on applique les méthodes de contrôle; les méthodes et les techniques utilisées pour manipuler les populations nuisibles; les agents et les matériaux qui sont les outils de la manipulation. A partir de ces éléments, il est possible de constituer un guide d'implantation d'un programme de gestion intégrée en trois points.

7.4.1 Acquisition de connaissances

Il est d'abord essentiel de comprendre la biologie de la ressource, particulièrement comment elle est influencée par l'écosystème environnant (Flint et van der Bosch 1981).

En second lieu, on doit identifier les organismes nuisibles clés, connaître leur biologie, reconnaître le type de dommages qu'ils causent et entreprendre des études sur leur statut économique. Les espèces nuisibles clés sont celles qui causent une réduction significative du rendement de la ressource, ou de sa qualité. Il faut déterminer à quel niveau se fait le maximum de dommages (Sawyer 1980; Flint et van der Bosch 1981). On doit ensuite considérer et identifier aussi rapidement que possible les facteurs environnementaux clés qui affectent, favorablement ou défavorablement, les espèces nuisibles ou potentiellement nuisibles de l'écosystème. Quels facteurs limitent la survie, le développement et la reproduction de l'espèce nuisible? Quels sont les ennemis naturels? Voir du côté de la disponibilité de nourriture, température, eau, photopériode, abris et autres facteurs abiotiques, etc. (Sawyer 1980; Bye et Lincoln 1986).

Après avoir recherché les maillons faibles dans le cycle vital de l'espèce nuisible il s'agit de concentrer le plus possible les pratiques de contrôle vers ces maillons, tout en évitant les impacts massifs sur l'écosystème de la ressource.

7.4.2 Outils de la lutte intégrée

Dans le programme de contrôle de la Lamproie marine, les outils de la lutte intégrée ont été définis comme étant: 1) l'intervention sur la résistance de l'hôte; 2) le contrôle biologique; 3) le contrôle chimique; 4) le contrôle physique ou mécanique; 5) le choix sélectif de souches biologiques adaptées; 6) les techniques génétiques (stérilisation des géniteurs); et 7) les substances chimiques ayant des effets sur le comportement ou la physiologie de l'espèce nuisible (substance attractive ou répulsive, phéromone, hormone, antimétabolite) (Sawyer 1980).

Par la suite, il s'agit de considérer les concepts, les méthodes et les matériaux qui aideront individuellement ou en association à restreindre les espèces nuisibles ou potentiellement nuisibles. Il s'agit de jouer sur la position d'équilibre de l'espèce par l'introduction d'ennemis naturels (favoriser leur établissement), ou en altérant l'environnement physique de façon à réduire la reproduction et la survie (sites de fraye, abris) (Sawyer 1980; Flint et van der Bosch 1981; Cassani et Caton 1986). Quand l'espèce est-elle le plus vulnérable? Considérer l'habitat, le contrôle biologique, les ennemis naturels, les pesticides, les attractifs sexuels pour la capture. Le mode de stimulation sexuelle est souvent une faiblesse à exploiter (Sawyer 1980; Flint et van der Bosch 1981).

Chaque fois que c'est possible, il faudra considérer et développer des méthodes qui préservent, complémentent et augmentent les facteurs de mortalité biotiques et physiques qui caractérisent l'écosystème (Sawyer 1980; Flint et van der Bosch 1981).

7.4.3 Suivi du programme

Entreprendre un processus de lutte intégrée implique que l'on admette et même que l'on exige la nécessité d'une surveillance technique du programme. Il est en effet absolument essentiel d'assurer un suivi et de structurer le programme de façon à atteindre la flexibilité nécessaire pour s'ajuster aux changements (c'est-à-dire éviter un programme rigide qui ne peut faire face aux variations d'un milieu à l'autre, d'une zone à l'autre, ou d'une année à l'autre). Il n'y a pas deux situations semblables et le programme doit permettre de s'ajuster facilement. A cette fin, on doit d'abord détecter les changements par un bon système de suivi. Ensuite on doit offrir plusieurs options et combinaisons selon la gravité et la nature du problème (Flint et van der Bosch 1981).

8. ENQUETE AUPRES DES INTERVENANTS

La section 8.1 présente la synthèse de l'information recueillie dans le cadre de l'enquête auprès des différents intervenants contactés au Canada, aux Etats-Unis et en Europe, alors que la section 8.2 présente les résultats de cette même enquête, pour chacun des intervenants. En raison de la quantité et de la diversité de l'information reçue, et dans un souci d'uniformisation, nous avons compilé les résultats individuels sous forme de fiches (voir section 8.2). Une formule analogue a été utilisée dans le cadre des synthèses pour en simplifier l'interprétation. Il importe de préciser que tous les répondants n'ont pas nécessairement rempli le questionnaire, mais que certains ont préféré nous faire parvenir des rapports ou des publications dont nous avons tenu compte dans la revue. De ce fait, le nombre de fiches ne correspond pas au taux de réponse apparaissant à la section 2 (tableau 1), puisque le contenu de ces fiches a été tiré des questionnaires. Mentionnons enfin que la présentation des espèces à l'intérieur de chacune des fiches suit un ordre décroissant de nuisance, tel que rapporté par les répondants.

8.1 Synthèse de l'information

8.1.1 Canada

A. Espèces nuisibles

Voir annexe 2

B. Mode d'introduction

Les espèces indésirables sont la plupart du temps indigènes, mais elles ont étendu leur répartition géographique dans des régions situées hors des limites originales de dispersion. Souvent, ces espèces colonisent de nouveaux bassins hydrographiques lors des crues printanières. Elles peuvent aussi avoir été introduites par des pêcheurs sportifs ou par les agences gouvernementales, ou encore s'être échappées d'établissements piscicoles. Petromyzon marinus s'est introduit accidentellement

par le canal Welland. Cyprinus carpio a été introduit vers la fin des années 1800, en provenance d'Europe.

C. Problèmes engendrés

1) Compétition pour la nourriture et l'espace avec les espèces recherchées.
2) Prédation directe sur les jeunes stades d'espèces recherchées et parasitisme sur les adultes.
3) Surpopulation et création de populations naines.
4) Dégradation de l'habitat, augmentation de la turbidité de l'eau et destruction des plantes aquatiques émergentes.
5) Pertes économiques pour les pêcheurs commerciaux (temps perdu à manipuler les espèces indésirables capturées dans leurs engins).

D. Méthodes de contrôle

Chimique: En général, traitement total ou partiel. Les principaux produits sont: la roténone, l'antimycine A, le TFM, le Bayer 73, la Squoxine et le toxaphène (années 70).

Physique: Retrait massif à l'aide de trappes. Utilisation de barrières physiques pour prévenir une réinfestation après un traitement. Utilisation de parcs électro-mécaniques et de barrières électriques (Petromyzon marinus). Baisse du niveau de l'eau en hiver (mortalité massive due à un manque d'oxygène).

Biologique: Stérilisation des mâles par chémostérilants et par irradiation (Petromyzon marinus). Introduction de prédateurs.

Autres: Utilisation de substances attractives alimentaires et sexuelles. Bris de stratification par brassage, et brassage de sédiments. Ajout de produits oxydants pour réduire la quantité d'oxygène dissous dans l'eau.

Législatif: Réglementation interdisant l'utilisation ou le transport de poissons-appâts ou d'espèces exotiques.

8.1.2 Etats-Unis

A. Espèces nuisibles

Voir annexe 2

B. Mode d'introduction

Généralement, les espèces indésirables sont indigènes des régions en cause, mais pas nécessairement des plans d'eau ou des bassins hydrographiques touchés. Dans la plupart des cas, les agences gouvernementales et les pêcheurs sportifs sont responsables des introductions, dans l'intention d'utiliser les espèces indésirables comme poissons-fourrages ou poissons-appâts. Quelques introductions sont dues à des intentions malveillantes. Les espèces exotiques ont pu être introduites volontairement vers la fin des années 1800 (Cyprinus carpio), ou ont été introduites par les aquariophiles et les établissements piscicoles, ou encore se sont échappées de ces établissements.

C. Problèmes engendrés

1) Compétition avec les espèces recherchées.
2) Dégradation de l'habitat.
3) Prédation sur les espèces recherchées.
4) Développement de populations naines et surabondantes.
5) Hybridation avec des espèces phylogénétiquement rapprochées .

D. Méthodes de contrôle

Chimique: Traitement total ou partiel. Les principaux produits utilisés sont la roténone, l'antimycine A, le TFM, le Bayer 73, la Squoxine et le toxaphène.

Physique: On retrouve différents types de retrait massif par les agences gouvernementales ou par les pêcheurs commerciaux à l'aide de filets, de seines, ou de trappes. Il y a aussi dans une plus faible mesure la pêche électrique. On retrouve plusieurs types de barrières: physiques,

mécaniques, électriques et électro-mécaniques. Viennent ensuite les variations du niveau de l'eau qui permettent d'exonder les zones littorales ou encore d'assécher le plan d'eau.

Biologique: Stérilisation des mâles par des chémostérilants et par irradiation (Petromyzon marinus). Introduction de prédateurs.

Combiné: Utilisation de méthodes chimiques et physiques (trappes et produits toxiques); utilisation d'appâts et de substances attractives couplée à des méthodes chimiques ou physiques; combinaison des méthodes biologiques et physiques (baisse du niveau de l'eau et introduction d'un prédateur).

Législatif: Réglementation qui interdit l'utilisation de poissons-appâts ou l'introduction d'espèces exotiques.

8.1.3 Europe

A. Espèces nuisibles

Voir annexe 2

B. Mode d'introduction

Dans le cas d'espèces indigènes, il a pu y avoir trois modes d'introduction: invasion par les tributaires, introduction accidentelle lors du transfert d'alevins entre des étangs d'élevage, et introduction dans le passé pour des fins alimentaires (poisson séché).
Dans le cas des espèces allochtones, on cite deux modes d'introduction: introduction volontaire pour la pêche sportive ou à des fins ornementales, ou encore pour le contrôle des macrophytes, et introduction accidentelle par les établissements piscicoles ou les aquariophiles.

C. Problèmes engendrés

1) Surabondance d'espèces naines, sans intérêt pour la pêche sportive et/ou nuisance pour la pêche commerciale.

2) Compétition avec les espèces recherchées, ou avec les Cyprinidés indigènes de petite taille. Les petits cyprins indésirables créent un effet "goulot de bouteille" dans le recrutement des espèces recherchées vers les stades piscivores.
3) Prédation excessive sur les poissons-fourrages, ou sur les Salmonidés et les Ecrevisses.
4) Déclin de la qualité de la pêche sportive.
5) Dégradation de la qualité de l'eau: augmentation de la turbidité par les Cyprinidés de grande taille, consommation excessive de plancton par les petits cyprins, réduction de la prédation sur le phytoplancton.
6) Transmission de parasites (Cestodes, Bucéphalose).

D. Méthodes de contrôle

Chimique: Traitement partiel et/ou localisé, ou total à la roténone.

Physique: Retrait massif (biomanipulation) par pêche intensive à l'aide de seines, de filets, de verveux, de trappes, de pêche électrique.
Drainage des étangs et destruction totale.

Biologique: Introduction de prédateurs (Esox lucius, Stizostedion lucioperca), surtout dans les lacs dominés par les cyprins et les milieux très productifs. Aussi introduction de Ctenopharyngodon idella pour défavoriser Lepomis gibbosus et Ictalurus nebulosus.

L'Allemagne de l'Ouest n'exerce aucun contrôle des espèces indésirables et l'utilisation de produits chimiques y est interdite.

8.2 Fiches synoptiques par répondant

ENQUETE

NUMERO: CAN.01

Origine Alberta, Canada

Répondant

C. E. Stenton
Sec. Head Sportfisheries Management
Alberta Fish and Wildlife Division

Espèces nuisibles

Catostomus commersoni
Catostomus catostomus
Esox lucius
Perca flavescens

Mode d'introduction

Migration naturelle lors de la crue des eaux. Introduction par les pêcheurs sportifs. Introduction illégale par des particuliers.

Problèmes engendrés

Compétition avec la truite qui entraîne une diminution de la survie et de la croissance. Prédation des truites par Esox lucius.

Méthodes de contrôle

Chimique: Roténone.
Physique: Quand c'est possible, drainage de réservoir en hiver pour créer une mortalité massive. Utilisent aussi des barrières pour prévenir ré-infestation après traitement.

Evaluation

Cas du lac Carson: 820 acres, profondeur moyenne environ 6 mètres, maximale environ 13 mètres. Traité à la roténone et retrait complet des espèces indésirables. Truites ensemencées en 1979, produisent encore aujourd'hui une excellente pêche sportive. La technique est efficace pour modifier la communauté. Cependant: très onéreux et controversé, mal accepté par le public.

Recherches en cours

NIL

ENQUETE NUMERO: CAN.02

Origine Colombie-Britannique, Canada

Répondant
C. D. Tredger
Recreational Fisheries Branch

Espèces nuisibles
Ptychocheilus oregonensis
Milocheilus caurinus
Richardsonius balteatus
Catostomus sp.
Prosopium williamsoni
Cyprinus carpio
Carassius auratus

Mode d'introduction
Par les pêcheurs sportifs. Par les aquariophiles. Par l'aquaculture. Certaines espèces indigènes.

Problèmes engendrés
Compétition ou prédation sur les espèces recherchées, réduisant leur croissance et leur survie. De plus, Cyprinus carpio et Carassius auratus augmentent la turbidité.

Méthodes de contrôle
Chimique: Retrait total à la roténone. Retrait sélectif de Ptychocheilus oregonensis avec la Squoxin, sur une base expérimentale.
Physique: Barrières pour contrer la ré-infestation des lacs traités.
Biologique: Introduction de prédateurs.
Autres: Bris de stratification par brassage et brassage de sédiments. Ajouts de produits oxydants pour diminuer la concentration d'oxygène dissous.

Evaluation
L'introduction de poissons piscivores (Oncorhynchus kisutch et Salmo gairdneri) n'a pas eu le succès escompté, en majeure partie à cause de la mauvaise survie des individus ensemencés.

Recherches en cours
Essai de techniques variées (bris de stratification et oxydation: Ashley 1982).

ENQUETE NUMERO: CAN.03

Origine Manitoba, Canada

Répondant
Barry Corbett
Fisheries Branch
Manitoba Dept. of Natural Resources

Espèces nuisibles
Cyprinus carpio
Morone chrysops
Osmerus mordax
Esox lucius
Perca flavescens
Ictalurus melas
De plus, s'inquiètent du fait que le Dakota du Nord veuille introduire Stizostedion lucioperca dans des eaux limitrophes.

Mode d'introduction
Cyprinus carpio: introduit aux Etats-Unis à la fin du siècle dernier; a pénétré au Manitoba par migration naturelle ou comme poisson-appât. Morone chrysops a migré du Dakota du Nord. Osmerus mordax a été introduit par les pêcheurs sportifs. Esox lucius, Perca flavescens, Ictalurus melas indigènes.

Problèmes engendrés
Cyprinus carpio et Morone chrysops causent des problèmes aux pêcheries commerciales dans le lac Winnipeg. Les gestionnaires craignent aussi l'hybridation entre Stizostedion lucioperca et Stisostedion vitreum ou Stizostedion canadense.

Méthodes de contrôle
Chimique: Pour petits problèmes locaux, utilisent la roténone.
Législatif: Restriction de l'utilisation de poissons-appâts.

Evaluation
Traitements à la roténone très dispendieux et peu efficaces à long terme.

Recherches en cours
Revue de littérature sur Garrison Diversion Unit, et sur les méthodes de contrôle physique.

ENQUETE NUMERO: CAN.04

Origine Nouveau-Brunswick, Canada

Répondant
M.A. Redmond
Direction of Fishery Management
Department of Natural Resources and Energy

Espèces nuisibles
Carassius auratus
Esox maskinongy
Esox niger
Salmo gairdneri
Oncorhynchus sp.

Mode d'introduction
Carassius auratus introduit par des aquariophiles.
Esox maskinongy introduction par le service de la faune du Québec dans un lac se déversant dans le bassin de la rivière St-Jean.
Esox niger a été introduit par des particuliers non informés.
Salmo gairdneri échappés des étangs de pêche et des pisciculture.
Oncorhynchus sp. échappés de pisciculture.

Problèmes engendrés
Carassius auratus: altération de l'habitat et compétition avec les espèces sportives.
Esox maskinongy et Esox niger forte prédation sur les Salmonidés.
Salmo gairdneri et Oncorhynchus sp. compétition directe avec Salmo salar et Salvelinus fontinalis.

Méthodes de contrôle
Chimique: Roténone et antimycine A.

Evaluation
Fonctionne parfois.

Recherches en cours
Seulement observations sur le terrain.

ENQUETE NUMERO: CAN.05

Origine Ontario, Canada

Répondant
F.W.H. Beamish
Department of Zoology
University of Guelph

Espèces nuisibles
Petromyzon marinus

Mode d'introduction
Invasion.

Problèmes engendrés
Dans les stades juvéniles, prédation sur les téléostéens, principalement Salvelinus namaycush. Certaines lamproies se nourrissent virtuellement de toutes les espèces.

Méthodes de contrôle

Chimique: TFM avec ou sans Bayer 73.

Physique: Barrières conventionnelles et électriques. Trappes en rivière. Nouveaux types de barrières électriques pour prévenir migrations des géniteurs.

Biologique: Stérilisation des mâles par irradiation.

Autres: Développement de substances attractives alimentaires (éthylène di-amine et isoleucine méthyl-esther) ou sexuelles.

Evaluation
Le TFM et le Bayer 73 semblent avoir réduit les populations de Petromyzon marinus à environ 10% de leur pic d'abondance. Les cours d'eau sont traités à tous les deux ou trois ans et les coûts s'élèvent à environ huit millions de dollars pour le Canada et les Etats-Unis. On a dû tester 6500 produits avant de trouver le TFM et le Bayer 73. Les substances attractives alimentaires sont très efficaces, mais difficiles à appliquer. Jusqu'ici les attractifs sexuels n'ont pas eu le succès attendu.

Recherches en cours
NIL

ENQUETE NUMERO: CAN.06

Origine Ontario, Canada

Répondant
Sandra George
Fish Habitat Biologist
Fisheries and Habitat Management

Espèces nuisibles
Petromyzon marinus

Mode d'introduction
Introduction accidentelle par le canal Welland.

Problèmes engendrés
Forte prédation sur Salvelinus namaycush.

Méthodes de contrôle
Chimique: TFM.
Physique: Barrières électriques, mécaniques, physiques et trappes.
Autres: Stérilisation des mâles.

Evaluation
Les méthodes physiques sont utilisées pour retirer les adultes en période de fraye. La technique des mâles stériles est expérimentale. Les méthodes chimiques causent une forte mortalité chez les larves de Petromyzon marinus avec un effet minime chez les autres espèces.

Recherches en cours
Un intérêt se développe à cause de l'introduction dans les Grands Lacs du "river rough[1]".

---

[1] Le "river rough" appartient probablement à l'espèce Centrolophus (angl.: ruffe; famille Stromatéidés), pour laquelle la liste de l'American Fisheries Society (1980) mentionne deux sous-espèces: Centrolophus medusophagus (angl.: brown ruffe), et Centrolophus niger (angl.: black ruffe; anciennement Perca niger). Voir aussi fiche USA.11 et fiche EUR.06

ENQUETE NUMERO: CAN.07

Origine Ile-du-Prince-Edouard, Canada

Répondant
Alan Godfrey
Fish and Wildlife Division

Espèces nuisibles
Morone americana
Notemigonus crysoleucas

Mode d'introduction
Morone americana est indigène dans les habitats estuariens et a migré dans certains réservoirs artificiels. Notemigonus crysoleucas a été introduit comme poisson-appât dans quelques lacs aménagés pour Salmo gairdneri.

Problèmes engendrés
Surpopulation et compétition avec les espèces sportives.

Méthodes de contrôle
Chimique: Roténone

Evaluation
La roténone a été appliquée à deux lacs contenant Notemigonus crysoleucas et malgré des efforts soutenus, on n'a pas réussi à éliminer totalement ces populations.

Recherches en cours
NIL

ENQUETE NUMERO: CAN.08

Origine Saskatchewan, Canada

Répondant
John K. Durbin
Sports fish coordinator
Saskatchewan Parks, Recreation and Culture
Fisheries Branch

Espèces nuisibles
Dans les eaux à Salmonidés: Catostomus commersoni, Perca flavescens, Esox lucius.

Mode d'introduction
Indigènes. Peuvent ré-infester les plans d'eau traités lors des crues ou par une introduction illégale.

Problèmes engendrés
Compétition réduit les chances de maintenir une pêcherie de bonne qualité pour les Salmonidés. Perca flavescens et Esox lucius sont toujours indésirables dans les plans d'eau à Salmonidés, alors que Catostomus commersoni ne l'est pas toujours.

Méthodes de contrôle
Chimique: Roténone dans les petits plans d'eau <100 acres. Au début des années 70, on traitait des lacs de grande dimension (environ 500 acres) avec du toxaphène. Mais la dernière utilisation remonte à 1978.

Evaluation
NIL

Recherches en cours
NIL

ENQUETE NUMERO: USA.01

Origine Arkansas, USA

Répondant
Brett Hobbs
Arkansas Game and Fish Commission

Espèces nuisibles
Dorosoma cepedianum
Ichthyomyzon castaneus
Lepisosteus sp.
Amia calva
Cyprinus carpio
Moxostoma sp.
Ictalurus sp.
Aplodinotus grunniens
Lepomis cyanellus
Scardinius erythrophthalmus

Mode d'introduction
La plupart endémiques.
Cyprinus carpio originaire d'Europe.
Scardinius erythrophthalmus introduit comme appât.

Problèmes engendrés
Dorosoma cepedianum: surpopulation.
Lepisosteus sp., Amia calva, Moxostoma sp., Catostomus sp., Ictalurus sp., Aplodinotus grunniens forment la plus grande partie de la biomasse des plans d'eau.
Lepomis cyanellus compétiteur de Micropterus salmoides.
Scardinius erythrophthalmus compétiteur des espèces indigènes.

Méthode de contrôle
Chimique: Empoisonnement total ou partiel à la roténone.
Physique: Retrait par pêche commerciale avec filets maillants et trémails.
Abaissement du niveau de l'eau.
Biologique: Introduction de prédateurs, Micropterus salmoides et Morone saxatilis.
Combiné: Abaissement du niveau de l'eau et introduction de prédateurs.

Evaluation
Ont réussi à réduire les populations de Dorosoma cepedianum avec empoisonnement partiel à la roténone, préservant ainsi Micropterus salmoides.

Recherches en cours
NIL

ENQUETE NUMERO: USA.02

Origine Arkansas, USA

Répondant
Anonyme
Arkansa Game and Fish Commission

Espèces nuisibles
Morone mississipiniensis
Cyprinus carpio
Dorosoma cepedianum

Mode d'introduction
Morone mississipiensis et Dorosoma cepedianum endémiques.
Cyprinus carpio originaire d'Europe.

Problèmes engendrés
Morone mississipiensis: compétition avec Micropterus salmoides et Pomoxis sp.
Cyprinus carpio: compétition avec des espèces à conserver. Problèmes de turbidité de l'eau si cette espèce est trop abondante.
Dorosoma cepedianum: compétition avec threadfin shad pour zooplancton. Cette espèce atteint aussi une taille trop grande pour les prédateurs.

Méthodes de contrôle
Chimique: Traitement complet ou partiel à la roténone (10% de la dose normalement utilisée pour un traitement complet).
Physique: Abaissement du niveau de l'eau ou drainage du lac. Pêche commerciale.
Combinée: Pour Cuprinus carpio, empoisonnement localisé couplé à l'utilisation d'appâts (nourriture à Barbue de rivière, graines de coton et autres produits organiques).

Evaluation
Malgré une récolte élevée de carpes par la méthode combinée, on n'obtient pas de résultats significatifs.
Dans le cas de Dorosoma cepedianum, l'abaissement du niveau d'eau va réduire le nombre de petits individus, mais reste sans effet sur les individus de grande taille.

Recherches en cours
NIL

ENQUETE NUMERO: USA.03

Origine Arizona, USA

Répondant
James N. Hanson
Fishery Management Biologist
Pinetop Fishery Assistance Office

Espèces nuisibles
Cyprinus carpio
Carassius auratus
Notemigonus crysoleucas
Esox lucius

Mode d'introduction
Introduction par les agences gouvernementales, par les citoyens ou les aquariophiles.

Problèmes engendrés
Déplacement des espèces indigènes par compétition, hybridation, et prédation.

Méthodes de contrôle
Chimique: Roténone, Fintrol.
Physique: Barrières.

Evaluation
NIL

Recherches en cours
NIL

ENQUETE NUMERO: USA.04

Origine Arizona, USA

Répondant
Joe Janisch
Arizona Game & Fish

Espèces nuisibles
Richardsonius balteatus
Notemigonus crysoleucas
Cyprinus carpio
Ctenopharygodon idella
Lepomis cyanellus

Mode d'introduction
Comme poissons-appâts par les agences gouvernementales, ou illégalement.

Problèmes engendrés
Compétition avec les espèces recherchées.
Surpopulation.

Méthodes de contrôle
Chimique: Roténone.
Physique: Drainage complet du plan d'eau.

Evaluation
Succès temporaire seulement, et résurgence du problème.

Recherches en cours
NIL

ENQUETE NUMERO: USA.05

Origine Californie, USA

Répondant
Aldo J. Cordone
Fisheries Management Supervisor
California Department Fish & Game
Inland Fisheries Division

Espèces nuisibles
Notemigonus crysoleucas
Ictalurus nebulosus
Carassius auratus
Micropterus salmoides
Rhinichthys osculus
Lepomis cyanellus
Gila bicolor
Lavinia exilicauda
Richardsonius egregius
Catostomus sp.

Mode d'introduction
La plupart des espèces ont été introduites illégalement par des pêcheurs sportifs, dans l'intention d'améliorer la qualité de leur pêche, ou bien en libérant des poissons-appâts.

Problèmes engendrés
Notemigonus crysoleucas et Ictalurus nebulosus engendrent de sérieux problèmes dans les lacs à truite et dans les réservoirs. Les autres espèces ont un impact moindre. L'effet principal des espèces nuisibles est une baisse importante de la qualité de pêche probablement due à une prédation et/ou compétition.

Méthodes de contrôle
Chimique: Roténone.
Combiné: Traitement des cours d'eau à la roténone, couplé à la construction de barrières pour prévenir la réinfestation (Catostomidés).

Evaluation
NIL

Recherches en cours
Des recherches ont déjà eu lieu (Curtis 1985, 1986).

ENQUETE NUMERO: USA.06

Origine Connecticut, USA

Répondant
James C. Moulton
Assistant director
Bureau of Fisheries

Espèces nuisibles
Carassius auratus
Cyprinus carpio
Ctenopharyngodon idella
Amia calva

Mode d'introduction
Cyprinus carpio: originaire d'Europe, introduction légale il y a une centaine d'années.
Les autres espèces: introduction illégale.

Problèmes engendrés
Cyprinus carpio et Carassius auratus: destruction de l'habitat par broutage.
Ctenopharyngodon idella diploïde: reproduction suspectée et destruction de la végétation.
Amia calva: prédation sur les espèces recherchées.

Méthodes de contrôle
Chimique: Eradication complète par traitements à la roténone.
Physique: Abaissement du niveau de l'eau et retrait total.

Evaluation
NIL

Recherches en cours
NIL

ENQUETE NUMERO: USA.07

Origine Delaware, USA

Répondant
Roy W. Miller
Program manager, Fisheries Section
DE Division of Fish & Wildlife

Espèces nuisibles
Cyprinus carpio
Dorosoma cepedianum
Morone americana

Mode d'introduction
Cyprinus carpio: invasion suite à son introduction à la fin du 19e siècle.
Dorosoma cepedianum et Morone americana: espèces indigènes.

Problèmes engendrés
Cyprinus carpio et Dorosoma cepedianum: compétition avec les espèces recherchées et atteinte de taille trop grande pour les prédateurs.
Cyprinus carpio: provoque une turbidité excessive.
Morone americana: populations naines et surabondantes dans certains réservoirs.

Méthodes de contrôle
Chimique: Roténone et antimycine A.

Evaluation
Aucune méthode ne réussit vraiment à éliminer l'espèce indésirable. On parvient à détruire un grand nombre d'individus, mais la destruction est incomplète s'il y a présence de refuges (cours d'eau).

Recherches en cours
NIL

ENQUETE NUMERO: USA.08

Origine Georgie, USA

Répondant
Russel H. England
Regional Fisheries Supervisor

Espèces nuisibles
Salmo gairdneri
Salmo trutta

Mode d'introduction
Introduction légale au début du 20e siècle.

Problèmes engendrés
Compétition avec Salvelinus fontinalis.

Méthodes de contrôle
Chimique: Traitement des cours d'eau à la roténone.

Evaluation
Efficace mais onéreux, succès non garanti.

Recherches en cours
NIL

ENQUETE NUMERO: USA.09

Origine Guam, USA

Répondant
Gerald W. Davis
Department of Agriculture
Aquatic & Wildlife Resources

Espèces nuisibles
Clarias batrachus
Clarias macrocephalus
Psammoperca waigiensis
Ophiocephalus sp.

Mode d'introduction
Importés à des fins d'aquaculture.

Problèmes engendrés
Destruction des populations de poissons indigènes.

Méthodes de contrôle
Chimique: Roténone.
Physique: Seinage et drainage.
Combinée: Chimique et physique.

Evaluation
Aucune méthode éprouvée.

Recherches en cours
NIL

ENQUETE NUMERO: USA.10

Origine Hawai, USA

Répondant
William S. Devick
Division of Aquatic Resources

Espèces nuisibles
Tilapia sp.

Mode d'introduction
A des fins d'aquaculture.

Problèmes engendrés
Surpopulation et distribution incontrôlable.
Déplacement d'espèces à conserver.

Méthodes de contrôle
Chimique: Roténone.
Physique: Drainage du plan d'eau.
Combinée: Roténone et drainage.

Evaluation
N'atteint pas 100% de mortalité, peu importe la taille du plan d'eau, et peu importe la ou les méthodes utilisées. Espèce très résistante à l'hypoxie.

Recherches en cours
Evaluation des perturbations dans l'écosystème d'un réservoir.

ENQUETE NUMERO: USA.11

Origine Illinois, USA

Répondant
Rodney W. Horner
Fish pathologist, Aquaculture coodinator
Illinois Department of Conservation, Division of Fisheries

Espèces nuisibles
Cyprinus carpio
Scardinius erythrophthalmus
Centrolophus sp.
Ctenopharyngodon idella
Aristichthys nobilis
Hypophthalmichths molitrix
Carassius auratus
aussi hybride de Cyprinus carpio et Carassius auratus

Mode d'introduction
Cyprinus carpio: introduit par agences gouvernementales à la fin du 19e siècle.
Scardinius erythrophthalmus: introduit comme poisson-appât par les pêcheurs sportifs.
Ctenopharyngodon idella: échappé de pisciculture, et délibérément introduit dans certains lacs pour contrôler la végétation.
Aristichthys nobilis et Hypophthalmichths molitrix: échappés de pisciculture.
Centrolophus sp. (angl.: river ruffe; voir fiche CAN.06): introduit par mégarde par les navires qui vidangent leurs ballasts dans le lac Michigan.
Carassius auratus: introduit par mégarde par les aquariophiles.

Problèmes engendrés
Cyprinus carpio: augmente la turbidité, interfère avec la fraye d'autres espèces, déracine la végétation et peut développer des populations naines.
Ctenopharyngodon idella: élimine la végétation donc nuit à la sauvagine
Centrolophus sp.: poisson agressif qui exerce une prédation sur les oeufs de Coregonus sp., et n'atteint jamais des tailles intéressantes pour la pêche sportive.

Méthodes de contrôle
Chimique: Roténone et antimycine A.

Evaluation
Cyprinus carpio: les gestionnaires utilisent jusqu'à quatre fois la dose prescrite de roténone et ne peuvent atteindre 100% de mortalité à cause des refuges.
La seule méthode qui atteint 100% de mortalité est l'emploi de la roténone au moment de la prise des glaces: on a réussi à éliminer même les espèces les plus résistantes, mais attention car la toxicité persiste jusqu'à deux mois.
Antimycine A: utilisée avec la roténone, ou seule pour application locale; relativement sélective, les Cyprinidés sont les plus affec-

tés, suivis de loin par les Centrarchidés et enfin par les Ictaluridés.

Recherches en cours

Non, et ne semble pas y avoir de documents publiés sur le sujet.

ENQUETE NUMERO: USA. 12

Origine Indiana, USA

Répondant
Gary Hudson, Fisheries supervisor
Department of Natural Resources, Division of Fish and Wildlife

Espèces nuisibles
Cyprinus carpio
Catostomus sp.
Dorosoma cepedianum

Mode d'introduction
Cyprinus carpio: introduit par les agences gouvernementales en 1884.
Catostomus sp. et Dorosoma cepedianum: indigènes.

Problèmes engendrés
Compétition avec les espèces recherchées.
Lorsqu'abondant, Cyprinus carpio détruit la végétation et augmente la turbidité.

Méthodes de contrôle
Chimique: Roténone.
Physique: Drainage des réservoirs.

Evaluation
NIL

Recherches en cours
NIL

ENQUETE NUMERO: USA.13

Origine Iowa, USA

Répondant
Thomas W. Gengerke, Regional Fisheries Supervisor
Iowa Dept. Natural Resources

Espèces nuisibles
Cyprinus carpio
Ictiobus cyprinellus
Aplodinotus grunniens

Mode d'introduction
Cyprinus carpio: introduction par agences gouvernementales au 19e siècle.
Ictiobus cyprinellus et Aplodinotus grunniens: indigènes.

Problèmes engendrés
Dégradation de la qualité de l'eau et compétition pour la nourriture.

Méthodes de contrôle
Chimique: Roténone.
Physique: Barrières pour bloquer l'accès aux sites de fraye, et aussi pêche commerciale. Assèchement des réservoirs.
Biologique: Maintenir les populations de prédateurs à un taux acceptable.
Combinées: Physique et biologique.

Evaluation
Les méthodes utilisées n'offrent pas de solution définitive. Dans les grands plans d'eau, l'application des méthodes combinées parvient à maintenir (mais non à éliminer) les populations d'espèces indésirables à des "niveaux acceptables".

Recherches en cours
Oui, mais limitées.

ENQUETE NUMERO: USA. 14

Origine Kansas, USA

Répondant
Jim Stephen
Kansas Department of Wildlife and Parks

Espèces nuisibles
Cyprinus carpio
et autres espèces lorsqu'elles deviennent trop abondantes et forment des populations naines.

Mode d'introduction
Cyprinus carpio a été introduite au Kansas en 1880, et s'est rapidement distribuée dans tous les plans d'eau de l'état.

Problèmes engendrés
Compétition avec les autres espèces, et altération d'habitat.

Méthodes de contrôle
Chimique: Roténone.
Physique: Retrait massif et drainage des réservoirs, en plus de pêche commerciale au filet.

Evaluation
Les méthodes sont coûteuses et de courte durée puisque le problème revient assez rapidement.

Recherches en cours
NIL

ENQUETE NUMERO: **USA.15**

Origine Kentucky, USA

Répondant

Kerry W. Prather
Kentucky Department of Fish and Wildlife Resources

Espèces nuisibles

Cyprinus carpio
Ictalurus sp.
Lepomis cyanellus
Dorosoma cepedianum
Morone mississipiensis
Lepomis megalotis
Pomoxis annularis
Micropterus punctulatus
Lepomis gulosus
Ictiobus cyprinellus

Mode d'introduction

Introduction par les pêcheurs, ou indigènes.

Problèmes engendrés

Prédation sur les oeufs et les alevins des espèces sportives. Compétition pour la nourriture. La présence de Dorosoma cepedianum procure une nourriture abondante pour Micropterus salmoides, entraînant une baisse de prédation sur Lepomis sp. Ces populations deviennent alors surabondantes et à faible croissance.

Méthodes de contrôle

Chimique: Traitement partiel ou complet à la roténone. Aussi sur les sites de fraye.

Physique: Retrait massif par pêche au filet, et par pêche électrique. Drainage partiel ou complet. Pêche commerciale. Elimination des limites de taille sur Micropterus punctulatus. Retrait des adultes par pêche électrique, quand concentrés sur les sites de fraye.

Biologique: Ensemencement de prédateurs naturels déjà présents, mais en trop faible nombre.

Combinées: Drainage partiel des plans d'eau puis application d'une des méthodes mentionnées ci-haut.

Evaluation

La pêche commerciale ne semble pac efficace pour réduire les populations de Cyprinus carpio et de Ictiobus cyprinellus.

Recherches en cours

Des recherches ont eu lieu (Carter 1963, Kinman 1983).

ENQUETE NUMERO: USA. 16

Origine Louisiane, USA

Répondant
David C. Arnoldi
Inland Fisheries and Research Supervisor
Louisiana Department of Wildlife and Fisheries

Espèces nuisibles
Ctenopharyngodon idella
Hypophthalmichths molitrix
Tilapia sp.

Mode d'introduction
Introduits illégalement ou échappés d'établissements piscicoles.

Problèmes engendrés
Si trop abondants, destruction de la végétation et compétition avec espèces indigènes.

Méthodes de contrôle
Chimique: Roténone. Contrôle probable des Ctenopharyngodon idella à 100%, à des concentrations de 1 ppm.
Physique: Pêche commerciale.

Evaluation
Ont perdu espoir de les contrôler avec les méthodes classiques.

Recherches en cours
Ont réalisé une revue de littérature sur les Carpes chinoises (angl.: Chinese carps).
Font présentement des études sur Ctenopharyngodon idella triploïde.

ENQUETE NUMERO: USA.17

Origine Maine, USA

Répondant
Philip Andrews
Maine Department of Fish and Wildlife

Espèces nuisibles
Catostomus commersoni
Semotilus atromaculatus
Notemigonus crysoleucas
Perca flavescens
Morone americana

Mode d'introduction
Introduction par les pêcheurs sportifs ou par destruction de barrages naturels et artificiels.

Problèmes engendrés
Compétition avec espèces à conserver. Perca flavescens et Morone americana peuvent effectuer une prédation sur les stades juvéniles de Salvelinus fontinalis.

Méthodes de contrôle
Chimique: Roténone.
Biologique: Bien que les données soient empiriques, il semble que les populations de Catostomus commersoni, Notemigonus crysoleucas et Semotilus atromaculatus aient été réduites dans les lacs aménagés où on retrouve un grand nombre de Salvelinus fontinalis de taille supérieure à 350 mm (LT). On assume que c'est grâce à la prédation sur les stades juvéniles des compétiteurs.
Législative: Interdiction des poissons-appâts dans la majeure partie des plans d'eau à Salvelinus fontinalis.

Evaluation
L'utilisation de la roténone est limitée aux petits plans d'eau (10-200 acres) à cause des coûts et de la main-d'oeuvre.

Recherches en cours
NIL

ENQUETE NUMERO: USA. 18

Origine Michigan, USA

Répondant

Daniel B. Hayes
Department of Fisheries and Wildlife
Michigan Department of Natural Resources

Espèces nuisibles

Catostomus commersoni
Cyprinus carpio
Ictalurus sp.

Mode d'introduction

Les Catostomidés et les Ictaluridés sont indigènes et sont retrouvés naturellement dans plusieurs plans d'eau. Il peut y avoir ré-introduction dans les lacs déjà traités lorsque les pêcheurs de Esox lucius utilisent Catostomus commersoni comme poisson-appât.

Problèmes engendrés

Catostomus commersoni et Ictalurus sp. compétitionnent avec les autres espèces et peuvent dominer la biomasse présente dans les lacs.

Méthodes de contrôle

Physique: Le retrait se fait avec des filets-trappes (mailles étirées 1½ po, guideau 200 pi de long) dans les tributaires et émissaires. S'il n'y a pas de cours d'eau sur le lac, on utilise des filets.

Evaluation

Une réduction notable de la population peut être atteinte avec environ 10 filets-trappes (lac de 38 ha, oligotrophe-mésotrophe, avec peu de macrophytes, présence de gravier sur le littoral, profondeur maximale 11 m). La réduction est d'environ 50% des adultes. La baisse de population n'est pas définitive, mais on atteint de bons résultats si l'opération est répétée aux 3 à 5 ans.

Recherches en cours

Oui. Hayes prépare actuellement une thèse de doctorat sur les relations de compétition entre Catostomus commersoni et Perca flavescens. Les populations de Perca flavescens sont naines, ce qui serait dû en grande partie à la compétition alimentaire pour le benthos. L'étude se poursuit à l'été 1989.

ENQUETE NUMERO: USA.19

Origine Michigan, USA

Répondant
James C. Schneider
Michigan Department of Natural Resources
Fisheries Division

Espèces nuisibles
Perca flavescens
Catostomus commersoni et sp.
Cyprinus carpio
Ictalurus sp.
Lepomis macrochirus
Morone americana
Dorosoma cepedianum
Petromyzon sp.

Mode d'introduction
Cyprinus carpio a été introduite intentionnellement il y a un siècle et est maintenant bien établie. Les autres espèces sont indigènes ou ont pénétré avec la voie maritime.

Problèmes engendrés
Cyprinus carpio: est généralement cause de la turbidité de l'eau et entre probablement en compétition avec les espèces sportives.
Petromyzon: tue les truites et autres poissons.
Lepomis macrochirus, Perca flavescens et Catostomus sp.: sont souvent retrouvés en populations naines et inhibent la production d'espèces recherchées.
En général on considère indésirables toutes les autres espèces présentes dans les eaux à Salvelinus fontinalis, Salmo trutta et Salmo gairdneri.

Méthodes de contrôle
Chimique: Poison sélectif pour Petromyzon marinus, roténone et antimycine A pour les autres espèces.
Physique: Barrières pour Petromyzon marinus.
Pour les autres espèces, réduction de populations par pêches intensives aux filets et filets-trappes.

Evaluation
Les gestionnaires du Michigan exercent ce genre de contrôle depuis plus de 50 ans.

Recherches en cours
Plusieurs, mais pas de détails (probablement en rapport avec Petromyzon marinus).

ENQUETE NUMERO: USA.20

Origine Minnesota, USA

Répondant
Mark Ebbers
Minnesota Department of Natural Resources

Espèces nuisibles
Cyprinus carpio
Ictalurus sp.
et quand retrouvés en eau froide:
Perca flavescens
Esox lucius
Lepomis macrochirus
Lepomis gibbosus

Mode d'introduction
Migration d'autres cours d'eau, et introduction par les pêcheurs.

Problèmes engendrés
Selon les espèces, compétition pour la nourriture ou prédation sur les truites. Diminution des prises par les pêcheurs et baisse de la satisfaction. Diminution de la végétation aquatique, entraînant baisse de la sauvagine.

Méthodes de contrôle
Chimique: Fintrol (antimycine A) et roténone.
Physique: Pêche aux filets-trappes. Voir Johnson (1977) et Scidmore and Woods (1961).

Evaluation
NIL

Recherches en cours
Oui. Références incluses.

ENQUETE NUMERO: USA.21

Origine Missouri, USA

Répondant

Marlyn L. Miller
Fisheries Division
Missouri Department of Conservation

Espèces nuisibles

Selon la taille du plan d'eau et le type de pêcheurs.

Réservoirs >1000 acres:	Cyprinus carpio, Ictiobus cyprinellus, Carpiodes cyprinus
Lacs de 5 à 1000 acres:	Dorosoma cepedianum, Cyprinus carpio, Lepomis cyanellus, et Pomoxis sp.
Etangs < 5 acres:	Pomoxis sp., Cyprinus carpio, Lepomis cyanellus, et Ictalurus sp.
Rivières:	Micropterus punctulatus Ctenopharyngodon idella Hypophthalmichths molitrix

Mode d'introduction

Certains espèces indigènes, d'autres introduites par pêcheurs sportifs ou par agences gouvernementales. Quelques-unes se sont échappées d'établissements piscicoles.

Problèmes engendrés

Selon l'espèce, peuvent 1) entrer en compétition avec les espèces recherchées, 2) détruire ou dégrader l'habitat d'espèces recherchées, 3) consommer les jeunes des espèces recherchées, et 4) s'hybrider avec des espèces recherchées (Micropterus salmoides et Micropterus punctulatus).

Méthodes de contrôle

Chimique: Empoisonnements à la roténone.
Physique: Abaissement du niveau d'eau.
Biologique: Introduction de prédateurs efficaces. Altération de l'habitat pour favoriser les espèces recherchées.
Législatif: Réglementer la pêche de certains prédateurs pour permettre d'augmenter la prédation sur espèces indésirables.

Evaluation

Grands réservoirs: Rien de pratique ou d'efficace.
Lacs et étangs: Mesures précédentes semblent prometteuses.
Cours d'eau: Rien d'efficace.

Recherches en cours

NIL

ENQUETE NUMERO: USA.22

Origine Montana, USA

Répondant
Steve L. McMullin
Montana Department of Fish, Wildlife and Parks

Espèces nuisibles
Cyprinus carpio
Catostomus sp.
populations naines de Salmonidés

Mode d'introduction
Certaines espèces sont indigènes, d'autres ont été introduites par des particuliers ou par l'agence.

Problèmes engendrés
Compétition avec les espèces recherchées et dégradation de l'habitat.

Méthodes de contrôle
Chimique: Empoisonnement total.
Physique: Drainage des réservoirs.
Biologique: Introduction de prédateurs.

Evaluation
NIL

Recherches en cours
NIL

ENQUETE NUMERO: USA.23

Origine Nebraska, USA

Répondant
Steve Schainost
Nebraska Game and Parks Commission

Espèces nuisibles
Indigènes: Ictiobus sp., Lepisosteus sp., Carpiodes cyprinus, Catostomus sp., Dorosoma cepedianum
Introduites: Cyprinus carpio, Ctenopharyngodon idella, Morone americana, Labidesthes sicculus, Aristichthys nobilis (bighead carp), Umbra limi, Gambusia affinis
Dans certains cas: Ictaluras melas

Mode d'introduction
Cyprinus carpio ensemencée en grand nombre dans les années 1890.
Ctenopharyngodon idella et Aristichthys nobilis ont envahi la rivière Missouri vraisemblablement à partir du fleuve Mississipi.
Labidesthes sicculus introduit par erreur lors d'ensemencements expérimentaux de threadfin shad au début des années 80.
Morone americana a été introduit expérimentalement, puis a contaminé plusieurs lacs et étangs de pisciculture.
Umbra limi introduit par les pêcheurs.
Gambusia affinis introduit comme agent de contrôle des moustiques dans les marais.

Problèmes engendrés
Labidesthes sicculus indésirables parce que ne servent pas de nourriture aux prédateurs, mais ne semblent pas avoir d'autres effets négatifs.
Ctenopharyngodon idella nuisible à cause de son haut potentiel de reproduction.
Morone americana et Ictalurus melas forment des populations surabondantes et naines, et ne sont pas contrôlés par les prédateurs.
Cyprinus carpio détruit la végétation et crée de la turbidité.
Dorosoma cepedianum compétition avec Lepomis macrochirus et jeunes de Pomoxis sp., et les grands individus ne semblent pas susceptibles à la prédation par Micropterus sp.
Gambusia affinis compétition avec Fundulus sciadicus et F. zebrinus.
Carpiodes cyprinus, Lepisosteus sp., Ictiobus sp. et Catostomidae deviennent trop abondants.

Méthodes de contrôle
Chimique: Empoisonnement total à la roténone, partiel à l'antimycine A.
Physique: Parcs électromécaniques, filets-trappes, pêche commerciale à la seine sous couvert de glace.
Biologique: Introduction de prédateurs.
Législatif: Projet de réglementation interdisant la pêche aux poissons-appâts à la seine, mais favorisant l'élevage.

Evaluation

Roténone: la seule méthode de restauration totale, mais utilisée en dernier ressort à cause des coûts et de la main-d'oeuvre.
Parcs électromécaniques: utilisation interrompue parce que récolte seulement 1% de la population d'indésirables.
Pêche commerciale: ne prélève qu'un léger surplus des indésirables.
Introduction de prédateurs: fonctionne rarement, mais on continue d'utiliser cette méthode. On fonde certains espoirs sur l'association de Stizostedion vitreum et Morone chrysops, pour contrôler Dorosoma cepedianum et Morone americana.

Recherches en cours

Ont réalisé le bilan des connaissances sur Morone americana dans leur état (Zuerlein 1981).

ENQUETE NUMERO: USA.24

Origine Nevada, USA

Répondant

Patrick D. Coffin
Chief of Fisheries
Nevada Department of Wildlife

Espèces nuisibles

Cyprinus carpio
Gila sp.
Richardsonius sp.
Catostomus sp.
Salmo gairdneri et Salvelinus fontinalis dans les eaux à Salmo clarki.
Espèces d'aquarium dans les sources d'eau chaude.

Mode d'introduction

Certaines espèces sont endémiques, d'autres ont été introduites comme appâts par les pêcheurs, certaines introduites par les aquariophiles, et enfin quelques-unes ont été ensemencées au tournant du siècle par les agences gouvernementales.

Problèmes engendrés

Ces espèces sont généralement plus prolifiques et déplacent les espèces recherchées. De plus, certaines espèces peuvent s'hybrider, par exemple Salmo clarki et Salmo gairdneri. Les espèces indésirables n'ont pas la même valeur économique et récréative que les espèces recherchées.

Méthodes de contrôle

Chimique: Roténone ou antimycine A.
Biologique: Introduction de prédateurs.

Evaluation

NIL

Recherches en cours

NIL

ENQUETE NUMERO: USA.25

Origine New Hampshire, USA

Répondant
Sandra Dunlop
New Hampshire Fish and Game Department

Espèces nuisibles
Perca flavescens
Lepomis sp.
Esox sp.

Mode d'introduction
Accès naturel à partir d'autres plans d'eau, ou introduction illégale.

Problèmes engendrés
Populations naines. Compétition avec la truite.

Méthodes de contrôle
Chimique: Roténone (Pronoxfish).
Physique: Retrait mécanique à l'aide de filets et de verveux.

Evaluation
Chimique: N'ont pas utilisé la roténone depuis 1980 à cause des coûts élevés.
Physique: Retrait de Perca flavescens avec des filets, mais pas efficace.

Recherches en cours
NIL

ENQUETE NUMERO: USA.26

Origine New Jersey, USA

Répondant
Robert H. Soldwedel, Supervising biologist
Bureau of Fisheries Laboratory
New Jersey Division Fish Game and Wildlife

Espèces nuisibles
Aucune espèce n'est considérée indésirable à la grandeur de l'état. Mais selon certains habitats et circonstances, on peut noter:
Cyprinus carpio
Carassius auratus
Ctenopharyngodon idella
et même les truites d'élevage.

Mode d'introduction
Introduction privée non autorisée.

Problèmes engendrés
Compétition, dégradation de la qualité de l'eau et de l'habitat. Destruction du pool génétique. Introduction de maladies et de parasites.

Méthodes de contrôle
Chimique: Roténone.
Physique: Drainage.
Législatif: Prévention de l'introduction de nouvelles espèces par réglementation.

Evaluation
La roténone a été utilisée dans le passé mais est maintenant abandonnée. Le dernier drainage de réservoir effectué a réussi à éliminer les truites (sic) et Micropterus dolomieui, mais Catostomus sp. et Lepomis sp. sont revenus l'année même. Considéré comme un échec.

Recherches en cours
NIL

ENQUETE NUMERO: USA.27

Origine New Mexico, USA

Répondant
Stephen E. Henry
New Mexico Department Game and Fish

Espèces nuisibles
Catostomus commersoni
Carpiodes cyprinus
Cyprinus carpio

Mode d'introduction
Généralement par les pêcheurs qui les utilisaient comme appâts.

Problèmes engendrés
Surpopulation, surexploitation de l'habitat et compétition avec les espèces à conserver.

Méthodes de contrôle
Chimique: Roténone et antimycine A.
Physique: Capture de Catostomus commersoni aux verveux durant la fraye. Pêche commerciale et tentative de développer un marché.

Evaluation
Ont réussi à diminuer la biomasse de Catostomus commersoni par pêche aux verveux, mais doivent répéter l'opération à chaque année.
Pêche commerciale: dans la majorité des cas, le marché n'a pas été développé. Par conséquent, les pêcheurs sont peu intéressés.

Recherches en cours
NIL

ENQUETE NUMERO: USA.28

Origine New York, USA

Répondant
Philip J. Hulbert
New York Department of Environmental Conservation
Bureau of Fisheries

Espèces nuisibles
Petromyzon marinus
Toutes les espèces autres que les Salmonidés rencontrées dans les eaux réputées comme "plans d'eau à Salmonidés".

Mode d'introduction
Petromyzon marinus: espèce native de certains systèmes dans l'état, mais serait entrée dans le lac Ontario par le canal Erié, et dans le lac Erié par le canal Welland.
Autres espèces: par des introductions intentionnelles ou non de la part des pêcheurs.

Problèmes engendrés
Petromyzon marinus: parasitisme et prédation sur les individus de grande taille de certaines espèces.
Centrarchidés et Cyprinidés: compétition et prédation dans les eaux à Salmonidés quand présents en nombre excessif.

Méthodes de contrôle
Chimique: Petromyzon marinus, TFM en milieu lotique et Bayer 73 en milieu lentique.
Roténone pour les autres espèces.
Physique: Construction de barrières pour prévenir ré-infestation des eaux traitées.

Evaluation
NIL

Recherches en cours
NIL

ENQUETE NUMERO: USA.29

Origine North Carolina, USA

Répondant
Fred Harris
NC Wildlife Resources Commission
Division of Boating and Inland Fisheries

Espèces nuisibles
Cyprinus carpio
Tilapia sp.
Pylodictis olivaris

Mode d'introduction
Espèces échappées de pisciculture, introduites par agences gouvernementales ou par le public.

Problèmes engendrés
Compétition et prédation. Turbidité de l'eau.

Méthodes de contrôle
Chimique: Roténone.
Physique: Barrières.

Evaluation
NIL

Recherches en cours
NIL

ENQUETE NUMERO: USA.30

Origine North Dakota, USA

Répondant
Terry Steinwand
North Dakota Game and Fish Department

Espèces nuisibles
Catostomus commersoni
Cyprinus carpio
Ictalurus melas
Lepomis cyanellus

Mode d'introduction
Cyprinus carpio introduite par les colons européens vers la fin du 19e siècle et au début du 20e siècle. Les autres espèces sont indigènes.

Problèmes engendrés
Surpopulation: Lepomis cyanellus et Ictalurus melas.
Atteinte de trop grandes tailles pour être susceptibles à la prédation: Catostomus commersoni, Cyprinus carpio.
Augmentation de la turbidité: Cyprinus carpio.
Compétition: Cyprinus carpio, Catostomus commersoni, Ictalurus melas.
Aucun intérêt pour la pêche sportive: Lepomis cyanellus, Catostomus commersoni, Cyprinus carpio, Ictalurus melas.

Méthodes de contrôle
Chimique: Roténone.
Physique: Retrait avec trappes. Parcs électromécaniques et barrières physiques.

Evaluation
NIL

Recherches en cours
NIL

ENQUETE NUMERO: USA.31

Origine Ohio, USA

Répondant
Dennis DeVries
Department of Zoology
The Ohio State University

Espèces nuisibles
Dorosoma cepedianum

Mode d'introduction
Indigène

Problèmes engendrés
Surpopulation et réduction de la densité de zooplancton.

Méthodes de contrôle
Chimique: Roténone.

Evaluation
Le contrôle entraîne une réduction de population, mais jamais une éradication.

Recherches en cours
Oui. Revue sur les manipulations (introductions et retraits) de population de Dorosoma cepedianum.

ENQUETE NUMERO: USA.32

Origine Oklahoma, USA

Répondant
Kim Erickson
Department of Wildlife Conservation
Fisheries Division

Espèces nuisibles
Clarias batrachus
Ctenopharyngodon idella
Tilapia sp.
mentionne aussi 27 espèces exotiques d'eau chaude considérées comme potentiellement nuisibles

Mode d'introduction
Par les aquariophiles et les producteurs de poissons-appâts.

Problèmes engendrés
Tilapia sp.: surpopulation.
Ctenopharyngodon idella : surconsommation de plantes aquatiques.

Méthodes de contrôle
Législatif: Renforcement de la réglementation.
Aucune autre méthode de contrôle

Evaluation
NIL

Recherches en cours
NIL

ENQUETE NUMERO: USA.33

Origine Pennsylvanie, USA

Répondant
Richard A. Snyder
Fisheries Management Division
Pennsylvania Fish Commission

Espèces nuisibles
Ctenopharyngodon idella
Tilapia sp.

Mode d'introduction
Ensemencements (quelquefois illégaux) par des particuliers, des pêcheurs sportifs, ou par des établissements piscicoles. Aussi échappés de pisciculture.

Problèmes engendrés
Compétition pour la nourriture ou les aires de reproduction. Augmente indirectement la pression de pêche sur les espèces recherchées.

Méthodes de contrôle
Varie selon les espèces et les plans d'eau à aménager:
Chimique: Traitement non mentionné.
Physique: Aménagement physique, drainage, installation de barrières. Dans le cas du Tilapia sp., interruption temporaire des rejets d'eau chaude des centrales thermiques en hiver, pour éliminer les refuges.
Biologique: Introduction de prédateurs.

Evaluation
Même dans les cas où on a réussi l'éradication, elle est de courte durée dû à la multitude de sources de ré-invasion.
Le public est peu sensibilisé aux risques de l'introduction d'espèces exotiques.
Les méthodes de contrôle radical rencontrent beaucoup d'opposition de la part des groupes écologiques.

Recherches en cours
NIL

ENQUETE NUMERO: USA.34

Origine Caroline du Sud, USA

Répondant
Mac Watson
South Carolina Wildlife and Marine Resources Dept.

Espèces nuisibles
Ctenopharyngodon idella

Mode d'introduction
Par transport commercial de poissons (poids lourds et fret aérien).
Par des individus.

Problèmes engendrés
Pas de problèmes notables.

Méthodes de contrôle
Chimique: Roténone en étang.

Evaluation
NIL

Recherches en cours
NIL

ENQUETE NUMERO: USA.35

Origine Dakota du Sud, USA

Répondant
Robert Hanten
Game, Fish and Parks Department
Fisheries

Espèces nuisibles
Cyprinus carpio
Catostomus commersoni
Ictiobus cyprinellus
Carpiodes cyprinus
Ictalurus melas

Mode d'introduction
Tous indigènes sauf Cyprinus carpio.

Problèmes engendrés
Compétition interspécifique. Modification de la qualité de l'eau et de l'habitat.

Méthodes de contrôle
Chimique: Eradication, mais produit toxique non spécifié.
Physique: Pêche commerciale (trappes et seines).

Evaluation
NIL

Recherches en cours
Intéressés à développer des méthodes alternatives de contrôle. Ont entrepris une revue de littérature sur les substances attractives et les phéromones qui semblent les avenues les plus prometteuses. Croient que c'est dans ces domaines que de nouvelles méthodes de contrôle pourraient être développées.

ENQUETE NUMERO: USA.36

Origine Texas, USA

Répondant
Roger McCabe
Texas Parks and Wildlife Dept.

Espèces nuisibles
Ctenopharyngodon idella
Tilapia sp.
en plus de 18 espèces exotiques d'eau chaude considérées comme potentiellement nuisibles.

Mode d'introduction
Par les aquariophiles et les producteurs de poissons-appâts. Aussi Ctenopharyngodon idella par des particuliers dans le but de contrôler la végétation aquatique.

Problèmes engendrés
Ctenopharyngodon idella: réduction des macrophytes utiles.
Tilapia sp.: peuvent supprimer la fraye des Centrarchidés locaux.
Les autres espèces sont considérées dangeureuses pour l'humain (anguille électrique) ou peuvent entrer en compétition avec des espèces à conserver.

Méthodes de contrôle
Chimique: Roténone.

Evaluation
Pas sélectif et pas totalement efficace. Avec des espèces comme Tilapia sp., le traitement doit être refait continuellement.

Recherches en cours
Etudes et revues de littérature limitées et ponctuelles selon les besoins.

ENQUETE NUMERO: USA.37

Origine Utah, USA

Répondant
Glenn M. Davis
State Department of Natural Resources
Utah Division of Wildlife Resources

Espèces nuisibles
Cyprinus carpio
Catostomus commersoni
Gila atraria
Utah sucker
surpopulations de Salvelinus fontinalis et de Lepomis sp.
de moindre importance: Pomoxis sp., Esox lucius, Stizotedion vitreum, Richardsonius balteatus, Lepomis macrochirus

Mode d'introduction
Certains sont indigènes, d'autres ont été introduits par les pêcheurs sportifs.

Problèmes engendrés
Compétition pour la nourriture et l'espace. Surpopulation. Prédation. Exclut les possibilités de dépôt-retrait. Crée un problème de déchets sur les rives quand les pêcheurs se débarrassent des poissons indésirables. Peuvent compétitionner pour l'oxygène dissous dans les eaux marginales.

Méthodes de contrôle
Chimique: Roténone en poudre.
Biologique: Introduction de prédateurs.

Evaluation
Chimique: Roténone est utilisée en poudre parce que 3 à 5 fois moins cher que liquide, et quelquefois plus efficace. Ont l'intention de traiter un grand réservoir durant la période de stratification d'été. Le problème est de trouver suffisamment de roténone pour l'opération.
Biologique: Au réservoir Flaming Gorge, Gila atraria a été contrôlé par l'introduction de prédateurs (Micropterus dolomieui, Salmo trutta, et Salvelinus namaycush. Efficace au point qu'on s'interroge s'il y aura suffisamment de poissons-fourrage pour satisfaire à la demande.

Recherches en cours
1) Sur la capacité d'évitement des poissons face à la roténone en poudre, 2) sur la distribution du mélange de roténone, 3) sur la durée de l'effet toxique aux températures estivales.

ENQUETE NUMERO: USA.38

Origine Washington, USA

Répondant
Paul E. Mongillo
Washington Department of Wildlife

Espèces nuisibles
Tout ce qui n'est pas demandé par les pêcheurs.
Cyprinus carpio
Tinca tinca
Ictalurus sp.
Pomoxis sp.
Perca flavescens
Salvelinus fontinalis

Mode d'introduction
La plupart ont été introduites vers la fin des années 1800, et au début des années 1900, par les agences gouvernementales.

Problèmes engendrés
Cyprinus carpio et Tinca tinca dégradation de la qualité de l'eau et élimination des macrophytes.
Ictalurus sp., Pomoxis sp., Perca flavescens prédation ou compétition avec les truites.
Salvelinus fontinalis développement de populations naines.

Méthodes de contrôle
Chimique: Roténone.
Physique: Retrait massif des Catostomus commersoni et Perca flavescens à l'aide de filets.

Evaluation
NIL

Recherches en cours
Oui. Rapport sur la roténone.

ENQUETE NUMERO: USA.39

Origine Wisconsin, USA

Répondant
John H. Klingbiel
Wisconsin DNR
Bureau of Fisheries Management

Espèces nuisibles
Cyprinus carpio
Ictiobus cyprinellus
Dépendant de leur abondance: Perca flavescens, Lepomis macrochirus, Ictalurus sp., Lepomis cyanellus, Pomoxis sp., Catostomus sp., Aplodinotus grunniens.

Mode d'introduction
Tous indigènes, sauf Cyprinus carpio.

Problèmes engendrés
Cyprinus carpio: destruction de la végétation et turbidité de l'eau.
Ictiobus cyprinellus: utilisation excessive des grands organismes zooplanctoniques.
Autes espèces: compétition avec les espèces recherchées.

Méthodes de contrôle
Chimique: Roténone, antimycine A.
Physique: Retrait massif à l'aide de filets et de verveux.

Evaluation
Les produits chimiques sont les plus efficaces. Le retrait massif est très temporaire, et particulièrement pour Cyprinus carpio, Ictiobus cyprinellus et les Centrarchidés. Cependant une forte proportion des Catostomus commersoni et des Ictalurus sp. peuvent être retirés au printemps.

Recherches en cours
Ont entrepris une étude sur les effets du retrait massif de Aplodinotus grunniens dans un grand lac.
Aussi sur retrait massif de Catostomus commersoni (Ave Lallemant 1986).

ENQUETE NUMERO: USA.40

Origine Wisconsin, USA

Répondant
Philip A. Gilderhus
National Fisheries Research Center

Espèces nuisibles
Cyprinus carpio
Ictalurus sp.
Catostomus sp.

Mode d'introduction
Ensemencements, poissons-appâts, migration

Problèmes engendrés
Compétition.
Cause d'une turbidité continuelle qui limite la productivité.

Méthodes de contrôle
Chimique: Elimination par roténone ou antimycine A.
Législatif: Interdiction des appâts vivants suite à un empoisonnement.
Physique: Utilisation de barrières physiques (mécaniques ou électriques) pour prévenir la ré-infestation par les tributaires et les émissaires.

Evaluation
NIL

Recherches en cours
Oui. Il y a eu des recherches sur le contrôle des poissons osseux et surtout sur le contrôle de Petromyzon marinus.

ENQUETE NUMERO: USA.41

Origine Wisconsin, USA

Répondant
Ronald Bruch
Wisconsin DNR

Espèces nuisibles
Cyprinus carpio
Aplodinotus grunniens
Ictalurus sp.

Mode d'introduction
Indigènes, sauf *Cyprinus carpio*.

Problèmes engendrés
Compétition avec les espèces recherchées. *Cyprinus carpio* détruit les macrophytes et augmente la turbidité.

Méthodes de contrôle
Chimique: Roténone.
Physique: Verveux (*Ictalurus* sp.). Seine (*Cyprinus carpio*). Chalut (*Aplodinotus grunniens*).

Evaluation
Le contrôle chimique est plus efficace que le contrôle physique, mais il est plus coûteux.
Les deux méthodes ont été utilisées avec succès pour réduire les espèces indésirables.

Recherches en cours
Oui. Evaluation du retrait de *Aplodinotus grunniens* sur le lac Winnebago (137 000 acres; Coshun 1986).

ENQUETE NUMERO: USA.42

Origine Wyoming, USA

Répondant
John Baughman
Fishery Management Coordinator
Wyoming Fish and Game Department

Espèces nuisibles
Cyprinus carpio
Catostomus commersoni
Gila atraria
Catostomus catostomus

Mode d'introduction
Cyprinus carpio est originaire d'Europe et a été introduite vers les années 1890. Les autres sont indigènes mais leur aire de répartition a été augmentée par les pêcheurs utilisant des appâts vivants. La création de réservoirs a augmenté considérablement les habitats propices aux espèces indésirables.

Problèmes engendrés
Principalement, compétition avec les truites.

Méthodes de contrôle
Chimique: Roténone, antimycine A.
Physique: Retrait mécanique.
Biologique: Introduction de prédateurs dans certaines situations.

Evaluation
NIL

Recherches en cours
Oui. Plusieurs rapports sur des restaurations récentes.

ENQUETE NUMERO: **EUR.01**

Origine Suède

Répondant

Lennart Persson
Department of Animal Ecology
University of Umea

Espèces nuisibles

Rutilus rutilus
Cyprinidés (pas de détail)

Mode d'introduction

Généralement indigènes.

Problèmes engendrés

Création d'un goulot d'étranglement dans les stades juvéniles.

Méthodes de contrôle

Chimique: Empoisonnement partiel à la roténone.
Biologique: Ensemencement massif de prédateurs dans les plans d'eau très productifs.
Combiné: Utilisation de seines pour concentrer les individus dans des endroits restreints, puis traitement à la roténone.

Evaluation

La méthode combinée a réussi à diminuer de 70% la population de Rutilus rutilus. Cependant les traitements doivent être refaits à tous les ans à cause du haut potentiel reproducteur de ce cyprinidé.

Avec l'introduction de Stizostedion lucioperca, on a obtenu une réduction de 75% de la population des adultes de Rutilus rutilus. Mais comme Stizostedion lucioperca ne s'attaque pas aux petits individus, il y a eu un recrutement accru dans les petites tailles. Les deux méthodes ont fait augmenter la transparence de l'eau à certaines périodes et ont permis une meilleure croissance des Perches (Perca fluviatilis).

Recherches en cours

Un projet est actuellement en cours sur l'effet des prédateurs sur la productivité dans les systèmes naturels.

ENQUETE NUMERO: EUR.02

Origine Pays-Bas

Répondant
Alexander J. P. Raat
Organization Improvement Inland Fisheries

Espèces nuisibles
Abramis brama
Cyprinus carpio
Stizostedion lucioperca

Mode d'introduction
Indigènes.

Problèmes engendrés
Problèmes au niveau des pêcheries: les poissons sont trop petits.
Problèmes de qualité de l'eau: dégradation par les Cyprinidés de grande taille et consommation excessive du zooplancton par les Cyprinidés de petite taille, ce qui entraîne une surpopulation de phytoplancton.

Méthodes de contrôle
Physique: Retrait massif par pêche intensive.
Biologique: Ensemencement de Esox lucius dans les plans d'eau restaurés.

Evaluation
Retrait massif efficace.

Recherches en cours
Station expérimentale et études sur le terrain.

ENQUETE NUMERO: EUR.03

Origine Allemagne de l'Ouest

Répondant

A. Lelek
Forschungsinstitut Senckenberg
Sektion Ichthyologie II & Fischokologie

Espèces nuisibles

Abramis brama
Blicca bjoerkna
Rutilus rutilus
Perca fluviatilis
Carassius auratus
Ctenopharyngodon idella
Pseudorasbora parva

Mode d'introduction

Carassius auratus, Ctenopharyngodon idella et Pseudorasbora parva ont été introduits accidentellement ou intentionnellement. Les autres espèces sont indigènes.

Problèmes engendrés

Surpopulation. Aucune valeur commerciale. Compétition pour la nourriture avec les autres petits cyprins indigènes (Pseudorasbora parva). Mauvaise qualité de la pêche sportive.

Méthodes de contrôle

Pas de contrôle efficace. Les produits chimiques sont interdits.

Evaluation

NIL

Recherches en cours

Seulement des inventaires des populations de poissons et de leurs changements (pêche électrique).

ENQUETE NUMERO: EUR.04

Origine Allemagne de l'Ouest

Répondant
M. Klein et M. von Lukowicz
Bayerische Landesanstalt für Fischerei

Espèces nuisibles
Esox sp.
Anguilla sp.

Mode d'introduction
Par ensemencement.

Problèmes engendrés
Prédation sur les Salmonidés et les Ecrevisses.
Infestation par un Cestode, Triaenophorus sp.

Méthodes de contrôle
Physique: Pêche électrique. Retrait massif par pêche au filet.
Législatif: Arrêt total de toutes les mesures d'ensemencement d'espèces indésirables.

Evaluation
Dans le cas du lac Wörthsee (440 ha), les espèces présentes sont Coregonus sp., Perca sp., Rutilus rutilus, Anguilla sp., Cyprinus carpio, Abramis brama et Esox sp. On a effectué le retrait massif de Esox lucius pendant trois ans, par pêche électrique et au filet. Le programme a dû être abandonné parce que les pêcheurs n'ont pas accepté que les populations de Esox lucius soient réduites.

Recherches en cours
Sur la réduction des populations d'Esox sp. par retrait massif à la pêche électrique et au filet.

ENQUETE NUMERO: EUR.05

Origine Tchécoslovaquie

Répondant
Dr. Juraj Holcík
Institute of Fishery Research and Hydrobiology

Espèces nuisibles
Ictalurus nebulosus
Lepomis gibbosus
Pseudorasbora parva

Mode d'introduction
Espèces introduites de façon intentionnelle ou accidentelle; échappées d'établissements piscicoles ou d'aquariums.

Problèmes engendrés
Impact négatif sur les populations de poissons indigènes par compétition.

Méthodes de contrôle
Physique: Drainage des étangs et destruction des poissons.
Biologique: Dans les eaux libres, on introduit Ctenopharyngodon idella pour éliminer les macrophytes, ce qui entraîne une baisse de population de Ictalurus nebulosus et Lepomis gibbosus.

Evaluation
Ctenopharyngodon idella a été introduite de 1982 à 1984. Cela a entraîné une diminution de la végétation et de Lepomis gibbosus. Cependant à partir de 1985, Ctenopharyngodon idella a disparu du plan d'eau, ce qui a permis un retour de la végétation aquatique et de Lepomis gibbosus.

Recherches en cours
NIL

ENQUETE NUMERO: EUR.06

Origine Finlande

Répondant

Jukka Ruuhijärvi
Finnish Game and Fisheries Research Institute
Evo Inland Fisheries and Aquaculture Research Station

Espèces nuisibles

Rutilus rutilus
Abramis brama
Alburnus alburnus
Blicca bjoerkna
et populations naines de Perca fluviatilis et Gymnocephalus cernua[2].

Mode d'introduction

Indigènes pour la plupart. Certaines espèces ont été introduites dans le passé.

Problèmes engendrés

Ces espèces sont considérées sans valeur et elles compétitionnent avec des espèces recherchées.
De plus elles sont une nuisance dans les filets des pêcheurs commerciaux.

Méthodes de contrôle

Chimique: Roténone (pour les petits lacs).
Physique: Retrait massif avec verveux (angl.: pound nets, fyke nets) et filets-trappes.
Biologique: Introduction de prédateurs (Stizostedion lucioperca, et Esox lucius), surtout dans les lacs dominés par les Cyprinidés.

Evaluation

La roténone est le seul moyen pour éliminer les poissons indésirables. Le retrait massif est assez efficace et peut réduire la densité des espèces indésirables, cependant il n'y a pas d'évidence que le rendement des espèces recherchées augmente. De plus, il y a souvent une augmentation du recrutement qui compense le retrait. Certaines expériences sont présentement en cours pour évaluer l'effet des introductions de prédateurs, mais les résultats ne sont pas encore disponibles.

Recherches en cours

Sur le contrôle avec les méthodes citées précédemment. Les publications sont en finlandais.

---

[2] L'espèce Gymnocephalus cernua (angl.: ruffe) appartient à la famille des Stromatéidés, qui comprend aussi l'espèce Centrolophus (voir fiches CAN.06 et USA.11).

ENQUETE NUMERO: EUR.07

Origine Belgique

Répondant
J.C. Micha
Unité biologie des eaux
Faculté Notre-Dame de Namur

Espèces nuisibles
Stizostedion lucioperca

Mode d'introduction
Introduction artificielle de fretins dans la rivière Meuse.

Problèmes engendrés
Transmet la Bucéphalose aux Cyprinidés.

Méthodes de contrôle
NIL

Evaluation
NIL

Recherches en cours
Sur la transmission de la Bucéphalose à Rutilus rutilus.

ENQUETE NUMERO: EUR.08

Origine Suisse

Répondant
Anonyme
Office fédéral de la protection de l'environnement
Division protection des eaux et pêche

Espèces nuisibles
Ne font pas de distinction entre les espèces au niveau des impacts sur les rendements. Considèrent plutôt les problèmes écologiques engendrés.
Salmo gairdneri

Mode d'introduction
Salmo gairdneri introduite au début du siècle.

Problèmes engendrés
Salmo gairdneri fraye au printemps aux mêmes endroits où Salmo trutta a frayé l'hiver précédent.

Méthodes de contrôle
NIL

Evaluation
NIL

Recherches en cours
A. Peter 1989 (en rédaction?)

ENQUETE NUMERO: EUR.09

Origine Angleterre

Répondant
E.C.E. Potter
Directorate of Fisheries Research
Ministry of Agriculture, Fisheries and Food

Espèces nuisibles
Leuciscus idus
Silurus glanis
Stizostedion lucioperca
Rhodeus amarus
Salmo gairdneri
Salvelinus fontinalis
Ces espèces, particulièrement celles qui sont prédatrices, sont l'objet de controverses, mais aucune n'est considérée systématiquement indésirable.

Mode d'introduction
Généralement par les pêcheurs sportifs et occasionnellement par les aquariophiles.

Problèmes engendrés
Peu ou pas de preuves qu'il y ait des problèmes engendrés par les introductions. Cependant Stizostedion lucioperca est reconnu pour avoir exercé une prédation excessive sur les Cyprinidés dans certains plans d'eau.

Méthodes de contrôle
Physique: Retrait partiel par pêche sportive, pêche électrique et pêche au filet.

Evaluation
Aucun effort n'a été entrepris pour éliminer tout à fait les espèces indésirables. Cependant les populations de Stizostedion lucioperca et d'Esox lucius ont été réduites par la pêche sportive, la pêche électrique et la pêche au filet.

Recherches en cours
NIL

ENQUETE NUMERO: EUR.10

Origine Irlande

Répondant
Christopher Moriarty
Fisheries Research Center
Abbotstown

Espèces nuisibles
Esox lucius
Perca fluviatilis
Rutilus rutilus

Mode d'introduction
Esox lucius et Perca fluviatilis ont été introduits vers le 17e siècle. Rutilus rutilus a été introduit illégalement par les pêcheurs sportifs à la fin du 19e siècle et au début du 20e.

Problèmes engendrés
Esox lucius exerce une prédation sur Salmo trutta.
Perca fluviatilis et Rutilus rutilus entrent en compétition avec Salmo trutta.

Méthodes de contrôle
Chimique: Traitements locaux à la roténone.
Physique: Filets maillants et trappes.

Evaluation
NIL

Recherches en cours
NIL

ENQUETE NUMERO: EUR.11

Origine Pologne

Répondant
Anonyme
Instytut Rybactwa Sródladowego

Espèces nuisibles
Ictalurus nebulosus

Mode d'introduction
Espèce échappée des étangs d'aquaculture.

Problèmes engendrés
Réduction dans la taille des populations de poissons recherchés.
Diminution de la condition des individus.

Méthodes de contrôle
NIL

Evaluation
NIL

Recherches en cours
NIL

9. CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

La revue de littérature ainsi que l'enquête auprès des différents intervenants (sondage et rencontres) ont fait ressortir cinq grandes catégories de contrôle des espèces nuisibles (figure 1). La première catégorie, le contrôle chimique, se subdivise en deux grandes approches soient le contrôle des espèces nuisibles à l'aide d'agents non sélectifs et le contrôle à l'aide d'agents sélectifs. Le contrôle chimique à l'aide d'agents non sélectifs consiste en l'empoisonnement de toutes les espèces retrouvées dans un plan d'eau et au repeuplement subséquent avec des individus généralement produits en pisciculture. Le contrôle chimique à l'aide d'agents sélectifs consiste pour sa part en l'utilisation d'un produit qui, lorsque répandu dans le milieu, sera nocif pour une seule des espèces présentes.

Le contrôle chimique a été largement utilisé en aménagement de la faune aquatique. Maintes fois, les piscicides ont permis et permettent encore de rétablir des sites de pêche de haute qualité qui autrement seraient délaissés par les pêcheurs sportifs. L'exemple le plus frappant reste celui des Grands Lacs où on a rétabli des activités de pêche évaluées à près de 3,5 milliards de dollars américains par année, grâce au contrôle chimique de la Lamproie marine (F.P. Meyer, comm. pers.)[1]. Le coût de ce programme de contrôle, qui est de 7 millions de dollars par année, est donc largement justifié. D'autre part, on rapporte des expériences réussies de restauration de petits lacs (environ 20 ha) par des traitements à la roténone, opération qui serait amortie sur une période de trois à quatre ans (J.P. Blais, comm. pers.)[2]. Les piscicides se présentent sous plusieurs formulations facilitant ainsi leur application dans une grande variété de milieux. L'empoisonnement à l'aide d'agents non sélectifs demeure la seule méthode connue pour procéder à une éradication totale, mis à part le drainage complet du plan d'eau. A l'exception du TFM et de la

---

1. Centre fédéral de recherche de La Crosse, La Crosse, Wisconsin.

2. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction régionale de Montréal.

Squoxine, très peu de tentatives ont été faites pour développer des piscicides sélectifs. Le développement de tels piscicides est long et extrêmement coûteux, et rien ne garantit le succès d'un tel programme puisque les recherches sont basées sur un processus d'essai et d'erreur. L'utilisation des piscicides présente certains risques et suscite bien des controverses environnementales. De ce fait, ces produits sont régis de façon très stricte par les agences gouvernementales qui les soumettent à des contrôles sévères et onéreux. Ainsi, le développement et la mise en marché d'un piscicide peut entraîner des déboursés de 10 à 15 millions de dollars (F.P. Meyer, comm. pers.).

La deuxième grande catégorie de contrôle des espèces nuisibles, le contrôle physique, consiste essentiellement en l'application de programmes de retrait massif des espèces indésirables, de façon à diminuer leur impact sur les espèces recherchées. Sans nécessairement offrir une solution finale, le contrôle physique présente des avantages certains face aux autres méthodes de contrôle. Ces techniques lorsqu'elles sont judicieusement appliquées ont un impact social et environnemental minime comparativement aux produits chimiques. Seule l'espèce nuisible visée est affectée négativement. Les études de Schneider et Crowe (1980) et de Johnson (1977) ont montré que les effets bénéfiques d'un retrait massif conduit de façon intensive pouvaient durer de 3 à 8 ans dans le cas du Meunier noir. La main-d'oeuvre et le temps requis pour mener à bien une telle opération constituent cependant un facteur limitant. De plus, il est difficile d'envisager une éradication totale avec cette méthode. Néanmoins, le retrait massif permet d'augmenter le rendement et de hausser la qualité de la pêche sportive, sans altérer le patrimoine génétique des espèces recherchées.

Une troisième catégorie favorise plutôt l'utilisation d'agents biologiques comme l'introduction de prédateurs, de pathogènes ou les manipulations génétiques pour effectuer le contrôle des espèces nuisibles. L'intérêt de la lutte biologique repose entre autres sur le besoin de contrôler les espèces nuisibles sans nuire à l'environnement et aux

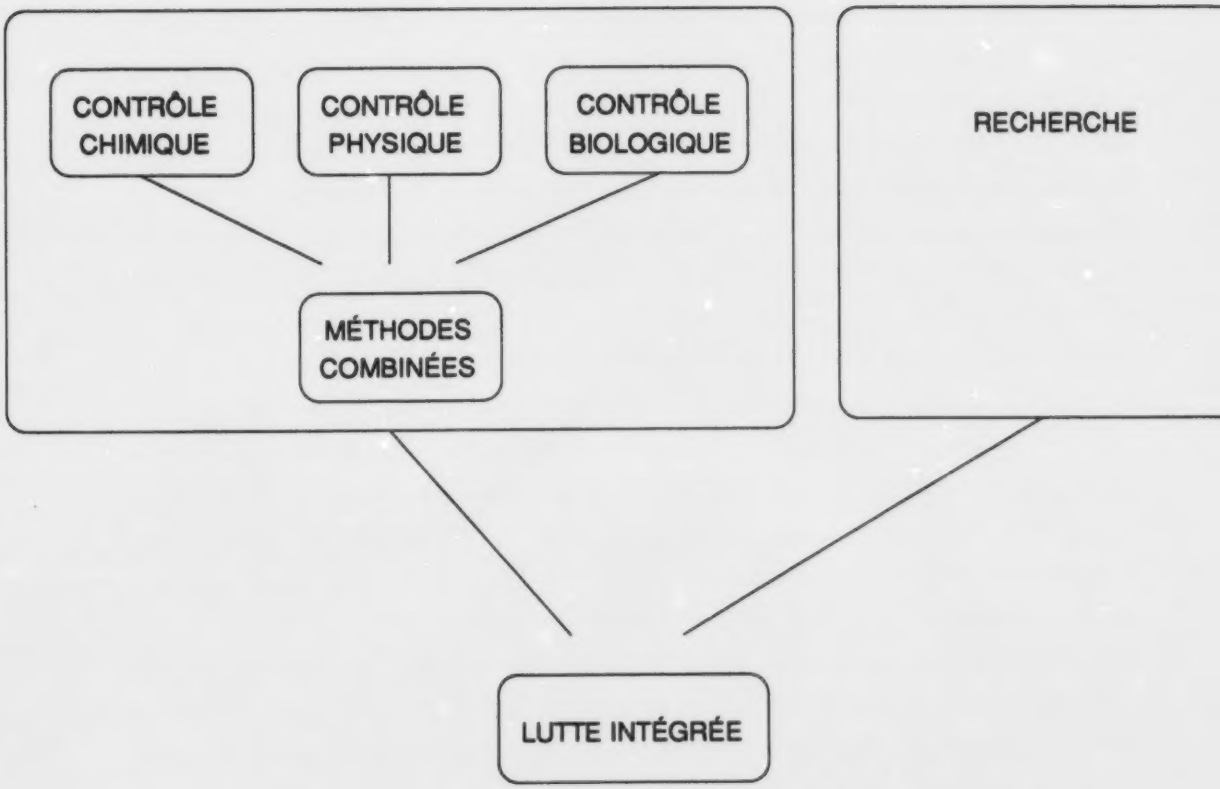

Figure 1. Modes de contrôle des espèces nuisibles.

autres espèces. Les principes de base de la lutte biologique en milieu aquatique sont relativement semblables à ceux de la lutte biologique classique en milieu agricole. Ils consistent en la manipulation des facteurs de mortalité naturelle et artificielle de l'espèce nuisible afin de déplacer la dynamique de population en faveur des objectifs d'aménagement (Sawyer 1980). La lutte biologique en milieu aquatique peut être divisée en trois grandes catégories, soit, l'introduction d'un prédateur (ou toute intervention permettant de favoriser la prédation), l'introduction d'agents pathogènes et les manipulations génétiques. Les principaux avantages du contrôle biologique sont: 1) le haut taux de contrôle possible à des coûts relativement faibles; 2) l'absence de frais récurrents une fois le programme lancé; et 3) l'absence d'effets nuisibles pour l'homme et la faune annexe. Cependant, on retrouve certains inconvénients comme la destruction incomplète de la peste, l'imprévisibilité de l'effet du prédateur ou du pathogène en nature, l'importance des sommes à investir pour mettre au point un bon programme de lutte biologique et enfin les délais requis avant d'avoir des résultats tangibles. Jusqu'à date, très peu de tentatives se sont avérées fructueuses dans le domaine aquatique.

Issue de ces trois premières catégories de contrôle, une quatrième catégorie consiste en l'utilisation parallèle de deux ou plusieurs méthodes pour contrôler de façon plus efficace les espèces non recherchées. Il pourrait s'agir par exemple d'une opération de retrait massif effectuée sur les sites de reproduction de l'espèce à contrôler, couplée à l'utilisation d'agents toxiques (sélectifs ou non). L'utilisation d'appâts, de substances attractives ou répulsives peut aussi contribuer à hausser l'efficacité d'un contrôle chimique ou physique.

Enfin, la cinquième grande catégorie de contrôle des espèces nuisibles, la lutte intégrée, s'inspire des principes et de la philosophie appliqués en agriculture. Ici, il s'agit essentiellement d'identifier par des recherches orientées quels sont les "maillons faibles" de l'espèce nuisible, et d'agir par la suite sur ces maillons faibles à l'aide des méthodes conventionnelles décrites ci-haut. La lutte intégrée s'appuie également sur le principe de "seuil de nuisance acceptable" en bas

duquel il n'est plus économiquement rentable de contrôler une espèce indésirable. La lutte intégrée vise donc à réduire les coûts, augmenter l'efficacité et diminuer les risques du contrôle. Peu de méthodes sont parvenues isolément à contrôler les poissons nuisibles et surtout aucune n'est en mesure d'agir de façon définitive à l'échelle d'un territoire. Ainsi, les gestionnaires des Grands Lacs ont senti l'importance de continuer les recherches sur des méthodes qui diminueraient la dépendance au lampricide et ils ont convenu d'explorer les principes de la lutte intégrée pour le contrôle de la Lamproie marine.

En tenant compte des différents éléments présentés ci-haut, il est recommandé d'orienter la recherche et le développement d'un mode de contrôle des poissons nuisibles à l'Omble de fontaine comme suit:

1) Evaluation de produits toxiques déja homologués afin d'évaluer les formulations déjà utilisées dans nos milieux et avec les espèces visées (Meunier noir, Mulet à cornes, Ouitouche, Méné à nageoires rouges et Perchaude).

2) Etude de certains produits toxiques non homologués qui ont déjà fait l'objet de recherche, mais dont les effets sur les espèces et les écosystèmes visés restent à déterminer.

3) Développement de piscicides sélectifs pour les espèces visées.

Ces trois premières recommandations, qui relèvent toutes du contrôle chimique, sont présentées par ordre décroissant de priorité. D'abord, nous disposons déjà d'amples informations sur les produits déjà existants: effets sur les organismes cibles et non cibles, études sur le terrain, études physiolcgiques (mode d'action, biotransformation et excrétion), études de la dégradation à long terme du produit et des résidus, études sur les modes de désactivation (détoxication rapide du produit par ajout d'un autre produit) et études de toxicité sur les mammifères et les oiseaux (Schnick et Meyer 1978). De plus, tel que mentionné précédemment, le développement de nouveaux piscicides sélec-

tifs est long et extrêmement coûteux (entre 10 et 20 millions $) et rien ne garantit le succès d'un tel programme puisque les recherches sont basées sur un processus d'essai et erreur.

4) Amélioration et adaptation des méthodes de contrôle physique déjà existantes, dans le but de maximiser le retrait des espèces nuisibles.

La revue de littérature, les résultats de l'enquête et les communications avec les intervenants du milieu ont démontré que le retrait massif est une voie majeure à explorer pour réduire les populations indésirables. Il serait donc pertinent d'évaluer les méthodes déjà existantes dans l'optique de leur utilisation pour contrôler les espèces nuisibles à l'Omble de fontaine.

5) Elaboration d'un programme de lutte intégrée pour le contrôle des espèces nuisibles à l'Omble de fontaine.

La lutte intégrée utilise les modes de contrôle conventionnels (physique, chimique, approches combinées) à des périodes critiques du cycle vital des espèces nuisibles. Un tel programme de lutte intégrée comprendrait donc un volet recherche qui aurait pour but d'identifier ces périodes critiques. Il s'agirait par la suite d'intégrer ces connaissances aux différentes recherches proposées dans les recommandations précédentes.

Les avenues proposées sont celles qui, à notre avis, seraient les plus susceptibles de donner des résultats à court et moyen termes et ainsi, d'être amorties dans des délais raisonnables. De plus, ces recommandations ont été formulées en tenant compte qu'il serait très risqué d'orienter toutes les ressources d'un programme de développement d'une nouvelle technologie vers un seul mode de contrôle.

LISTE DES REFERENCES

ALLISON, D. 1964. Copper sulfate used in bluegill population control. Ohio Department of Natural Resources, Division of Wildlife. Publication W-10. 6 p.

ANDERSON, R.S. 1970. Effects of rotenone on zooplankton communities and a study of their recovery patterns in two mountain lakes in Alberta. J. Fish. Res. Board Can. 27(8): 1335-1356.

ANDREW, F.J., L.R. KERSEY and P.C. JOHNSON. 1955. An investigation of the problem of guiding downstream-migrant salmon at dams. Internat. Pacific Salmon Fish. Comm. Bull. VIII. 65 p.

ANONYME. 1963. Perch and carp control, Lake De Smet. Wyoming Game and Fish Commission, Administrative Report, Project No. 362-3-3 (3055-3-1), Mimeo No. 120. 4 p.

APPLEGATE, V.C. and E.L. KING Jr. 1962. Comparative toxicity of 3-trifluormethyl-4-nitrophenol (TFM) to larval lampreys and eleven species of fishes. Trans. Am. Fish. Soc. 91(4): 342-345.

APPLEGATE, V.C., J.H. HOWELL, J.W. MOFFETT, B.G.H. JOHNSON and M.A. SMITH. 1961. Use of 3-trifluormethyl-4-nitrophenol as a selective sea lamprey larvicide. Great Lakes Fish. Comm., Tech. Rep. No. 1. 35 p.

ASHLEY, K.I. 1982. Coarse fish control, p. 2-7. In Fisheries Research Ideas for British Columbia Lakes. British Columbia Ministry of the Environment, Fish and Wildlife Branch.

AVE LALLEMANT, S. 1986. Manipulation of the fish community of Spectacle Lake, Vilas County. Wisconsin Dep. Nat. Resour., Bureau Fish. Manage. Memo. Rep. 3600. 11 p.

BATES, D.W. and S.G. JEWETT Jr. 1961. Louver efficiency in deflecting downstream migrant steelhead. Trans. Am. Fish. Soc. 90(3): 336-337.

BATES, D.W. and J.G. VANDERWALKER. 1970. Travelling screens, for collection of juvenile salmon (Models I and II). U.S. Dept. Int., Fish. Wildl. Serv., Spec. Sci. Rept. Fish. No. 608: 1-5.

BATES, D.W. and R. VINSONHALER. 1956. Use of louvers for guiding fish. Trans. Am. Fish. Soc. 86: 38-57.

BATES, D.W., E.W. MURPHEY and E.F. PRENTICE. 1970. Design and operation of a cantilevered travelling fish screen (Model V). U.S. Dept. Int., Fish. Wildl. Serv., Spec. Sci. Rept. Fish. No. 608: 6-15.

BEAUDOIN, M. et J.-P. BLAIS. 1983. Empoisonnement du lac Froid, ZEC Lavigne. Ministère du Loisir de la Chasse et de la Pêche du Québec, Direction régionale de Montréal, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune. 68 p.

BEARD, T.D. 1973. Overwinter drawdown. Impact on the aquatic vegetation in Murphy Flowage, Wisconsin. Wisconsin Dep. Nat. Resour., Tech. Bull. No. 61. 13 p.

BECKER, G. 1975. Fish toxification: biological sanity or insanity?, p.41-53. In P.H. Eschmeyer (éd.). Rehabilitation of fish populations with toxicants: a symposium. American Fisheries Society. 74 p.

BENNETT, G.W. 1951. Experimental largemouth bass management in Illinois. Trans. Am. Fish. Soc. 80: 231-239.

BENOIT, J., M. DUBREUIL, P. DUMONT et S. GONTHIER. 1988. Procédure de détermination des priorités de déversement de poissons autres que le Saumon atlantique. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec, Direction de la gestion des espèces et des habitats. 28 p.

BERGER, B.L. 1964. Trials of Antimycin A in ponds at the National Fish Hatchery, Berlin, New Hampshire. Bureau of Sport Fisheries and Wildlife, Fish Control Laboratory, La Crosse, Wisconsin. 3 p.

BERGER, B.L. 1966. Antimycin (Fintrol) as a fish toxicant. Proceedings of the Southeastern Association of Game and Fish Commissioners 19(1965): 300-301.

BERGER, B.L. and R.E. LENNON 1967. A test of antimycin A, a fish toxicant, in Beauty Lake, Québec. U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Bureau of Sport Fisheries and Wildlife. 19 p.

BERGER, B.L., R.E. LENNON and J.W. HOGAN. 1969. Laboratory studies on antimycin A as a fish toxicant. U.S. Bureau of Sport Fisheries and Wildlife, Investigations in Fish Control No. 26. 21 p.

BEYERLE, G.B. 1970. A study of two northern pike-bluegill populations. Mich. Dep. of Nat. Resour., Res. and Dev. Rep. No. 194. 13 p.

BEYERLE, G.B. and J.E. WILLIAMS. 1967. Attempted control of bluegill reproduction in lakes by the application of copper sulfate crystals to spawning nests. Prog. Fish-Cult. 29: 150-155.

BILLS, T.D. and L.L. MARKING. 1988. Control of nuisance populations of crayfish with traps and toxicants. Prog. Fish-Cult. 50(2): 103-106.

BLAIS, J.-P., M. FOREST and R. LAPORTE. 1985. Restauration d'une population naturelle d'Omble de fontaine au lac Trap, Parc du Mont-Tremblant. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec, Direction régionale de Montréal, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune. 61 p.

BOCCARDI, J.A. and E.L. COOPER. 1963. The use of rotenone and electro-fishing in surveying small streams. Trans. Am. Fish. Soc. 92(3): 307-309.

BOROVICKA, R.L. 1961. The use of toxaphene for fish eradication in lakes and reservoirs of Oregon. Proc. Ann. Conf. West. Assoc. State Game and Fish Comm. 41: 229-233.

BRAMSNAES, F., J. MOGENS and C.V. OTTERSTROM. 1942. Barriers against fish by means of electricity or veils of air. Rept. Danish Biol. Sta., No. 47. 41-46.

BREAM, R.A. and W.J. EBEL. 1961. A back-pack shocker for collecting lamprey ammocoetes. Prog. Fish-Cult. 23(2): 87-91.

BRETT, J.R. and D.F. ALDERDICE. 1958. Research on guiding young salmon at two British Columbia field stations. Fish. Res. Board. Canada, Bull. No. 117. 75 p.

BRETT, J.R. and D. MacKINNON. 1953. Preliminary experiments using lights and bubbles to deflect migrating young spring salmon. J. Fish. Res. Bd. Canada 10(8): 548-559.

BRIDGES, W.R. 1958. Sodium cyanide as a fish poison. U.S. Fish and Wildl. Serv., Spec. Sci. Rep. Fish. No. 253. 11p.

BROUGHTON, N.M. and K.A.M. FISHER. 1981. A comparison of three methods of pike (Esox lucius L.) removal from a lowland trout fishery. Fish. Manage. 12(3): 101-106.

BROWN, L.R. and P.B. MOYLE. 1981. The impact of squawfish on salmonid populations: a review. North Am. J. Fish. Manage. 1: 104-111.

BRYANT, J. (ed.). 1987. Conservation Directory 1987, 32th edition. A list of organizations, agencies and officials concerned with natural resource use and management. National Wildlife Federation, Washington.

BUCHANAN, D.V., R.M. HOOTON and J.R. MORING. 1981. Northern squawfish (Ptychocheilus oregonensis) predation on juvenile salmonids in sections of the Willamette River basin, Oregon. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 38: 360-364.

BURRESS, R.M. 1968. Antimycin for controlling sunfish populations in ponds. Farm Pond Harvest 2(1): 11,12, 22.

BURRESS, R.M. 1970. Improved method of treating ponds with antimycin A to reduce sunfish populations. Proc. Ann. Southeast. Assoc. Gameand Fish Comm. 24: 464-473.

BURRESS, R.M. and C.W. LUHNING. 1969a. Field trials of antimycin as a selective toxicant in channel catfish ponds. U.S. Bureau of Sport Fisheries and Wildlife, Investigations in Fish Control No. 25. 12 p.

BURRESS, R.M. and C.W. LUHNING. 1969b. Use of antimycin for selective thinning of sunfish populations in ponds. U.S. Bureau of Sport Fisheries and Wildlife, Investigations in Fish Control No. 28. 10 p.

BYE, V.J. and R.F. LINCOLN. 1986. Commercial methods for the control of sexual maturation in rainbow trout (Salmo gairdneri R.). Aquaculture 57: 299-309.

CAHOON, W.G. 1953. Commercial carp removal at Lake Mattamuskeet, N.C. J. Wildl. Manage. 17(3): 312-317.

CARROLL, B.B., G.E. HALL and R.D. BISHOP. 1963. Three seasons of rough fish removal at Norris Reservoir, Tennessee. Trans. Am. Fish. Soc. 92(4): 356-364.

CARTER, J.P. 1963a. Netting and removal of crappie from Dewey Lake. Experimental crappie removal, Final report. Kentucky Dep. of Fish and Wildl. Resour. Project No. F-21-R, Job No. I-A: 2-11.

CARTER, J.P. 1963b. Rough fish removal. Experimental crappie removal, Final report. Kentucky Dep. of Fish and Wildl. Resour. Project No. F-21-R, Job No. I-B: 12-18.

CARTER, J.P. 1963c. Experimental crappie removal. Kentucky Dep. of Fish and Wildl. Resour. Final Report, Proj. F-21-R. Frankfort, Ky. 18 p.

CASSANI, J.R. and W.E. CATON. 1986. Efficient production of triploid grass carp (Ctenopharyngodon idella) utilizing hydrostatic pressure. Aquaculture 55: 43-50.

CATCHINGS, E.D., L.E. KORMAN, J.LO. BOAZE and J. KAUFFMAN. 1984. Electrofishing, p.1-17. In C.F. Bryan (ed.). Warmwater streams techniques manual: fishes. Warmwater Streams Committee, Southern Division, American Fisheries Society.

CHAMP, M.A., J.T. LOCK, C.D. BJORK AND W.G. KLUSSMANN. 1973. Effects of anhydrous ammonia on a central Texas pond, and a review of previous research with ammonia in fisheries management. Trans. Am. Fish. Soc. 102(1): 73-82.

CLARK, C.F. 1964. Bluegill control experiment in Hamler Lake, Ohio. Ohio Dep. of Nat. Resour., Publ. W-335. Columbus, Ohio. 4 p.

CLOUTIER, L. et C. POMERLEAU. 1987. Nature et modalités de la pêche commerciale dans les eaux intérieures du Canada et des Etats-Unis. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec, Direction de la gestion des espèces et des habitats. Rapp. tech. 87-03. 302 p.

CORBET, P.S. and R.F. SMITH. 1976. Integrated control: a realistic alternative to misure of pesticides. In C.B. Huffaker and P.S. Messenger (ed.). Theory and practice of biological control. Academic Press, New York. 788 p.

COSHUN, M. 1986. Assessment of the effects of freshwater drum removal on the fish community dynamics of Lake Winnebago. Wisconsin Department of Natural Resources, 16 p.

COX, D. 1984. Explosives, p.1-5. In C.F. Bryan (ed.). Warmwater streams techniques manual: fishes. Warmwater Streams Committee, Southern Division, American Fisheries Society.

CRABTREE, J.E. 1967. Buffalo lake carp control. Job Completion Rep. Texas Parks and Wildlife Department, Fisheries, Proj. No. F-14-D10, Job No. 16-a-53. 5 p.

CRAWFORD, B. 1957. Report on the second fall and winter drawdown on Nimrod Lake-1956-1957. Arkansas Game and Fish Commission. 8 p.

CUMMING, K.B. 1975. History of fish toxicants in the United States, p. 5-21. In P.H. Eschmeyer (ed.). Rehabilitation of fish populations with toxicants: A symposium. North Central Division, American Fisheries Society, Special Publication No. 4. 74 p.

CUMMING, K.B., R.M. BURRESS and P.A. GILDERHUS. 1975. Controlling grass carp (Ctenopharyngodon idella) with antimycin, rotenone, and Thanite and by electrofishing. Prog. Fish-Cult. 37(2): 81-84.

CURTIS, T. 1985a. Development of methods for selective nongame fish control. California Department of Fish and Game, Inland Fisheries, Job performance report, Project No. F-18-R-25, Study No. VIII, Job No. 1. 3 p.

CURTIS, T. 1985b. Development of techniques for selective nongame fish control. California Department of Fish and Game, Inland Fisheries, Job performance report, Project No. F-18-R-25, Study No. VIII, Job No. 2. 6 p.

CURTIS, T. 1986. Development of techniques for selective nongame fish control. California Department of Fish and Game, Inland Fisheries, Job performance report, Project No. F-18-R-26, Study No. VIII, Job No. 2. 4 p.

CVANCARA, V. 1988. Current references in fish research: volumes 1-13 (1976-1988). Department of Biology, University of Wisconsin, Esu Claire.

DAVIS, R. 1979. The use of Antimycin to reduce stunted sunfish populations in hardwater lakes. Minnesota Department of Natural Resources Division of Fish and Wildlife, Investigational Report No. 363. 23 p.

DAWSON, V.K. and L.L. MARKING. 1974. Removal and deactivation of antimycin using carbon and chlorine. Prog. Fish-Cult. 36(1): 19.

DEQUINE, J.F. 1952. Florida's controlled seining program. Florida Game and Fresh Water Fish Commission, Fish Manage. Bull. No. 1. 39 p.

DERKSEN, A.J. 1980. Evaluation of fish passage through culverts at the Goose Creek road crossing near Churchill, Manitoba, in April and May, 1977. Manuscr. Rep. Dep. Nat. Resour. (Man.), No. 80-4. 114 p.

DERMOTT, R.M. and H.J. SPENCE. 1984. Changes in populations and drift of stream invertebrates following lampricide treatment. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 41: 1695-1701.

DERSE, P.H. and F.M. STRONG. 1963. Toxicity of antimycin to fish. Nature 200(4096): 600-601.

DUCHARME, L.J.A. 1972. An application of louver deflectors for guiding Atlantic salmon (Salmo salar) smolts from power turbines. J. Fish. Res. Board Canada 29(10): 1397-1404.

DUNST, R.C., S.M. BORN, P.D. UTTORMARK, S.A. SMITH, S.A. NICHOLS, J.O. PETERSON, D.R. KNAUER, S.L. SERNS, D.R. WINTER and T.L. WIRTH. 1974. Survey of lake rehabilitation techniques and experience. Wisconsin Dept. Nat. Res. Tech., Bulletin No. 75. 179 p.

ETO, M. 1974. Organophosphorus pesticides: organic and biological chemistry. CRC Press Inc., Cleveland. 387 p.

FLINT, R. W. 1985. Biological control as a management strategy in the Great Lakes. J. Wash. Acad. Sci. 75(4): 85-90.

FLINT, M.L. and R. VAN DER BOSCH. 1981. Introduction to integrated pest management. Plenum Press, New York. 240 p.

FOYE, R.E. 1968. The effects of a low-dosage application of antimycin A on several species of fish in Crater Pond, Aroostook County, Maine. Prog. Fish-Cult. 30: 216-219.

FRASER, J.M. 1981. Comparative survival and growth of planted wild, hybrid, and domestic strains of brook trout (Salvelinus fontinalis) in Ontario lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 38: 1672-1684.

GEBHARDS, S.V. 1960. A review of toxaphene for use in fish eradication. Idaho Department of Fish and Game. Mimeo. 13 p.

GILDERHUS, P.A. 1972. Exposure times necessary for antimycin and rotenone to eliminate certain freshwater fish. J. Fish. Res. Board Canada. 29(2): 199-202.

GILDERHUS, P.A. 1982. Effects of an aquatic plant and suspended clay on the activity of fish toxicants. North Am. J. Fish. Manage. 2(3): 301-306.

GILDERHUS, P.A., B.L. BERGER and R.E. LENNON. 1969. Field trials of antimycin A as a fish toxicant. U.S. Bureau of Sport Fisheries and Wildlife, Investigations in Fish Control No. 27. 21 p.

GILDERHUS, P.A. and R.M. BURRESS. 1983. Selective control of common carp: ineffectiveness of 2-(digeranylamino)-ethanol (GD-174) in pond trials. North Am. J. Fish. Manage. 3: 61-66.

GILDERHUS, P.A. and B.G.H. JOHNSON. 1980. Effects of sea lamprey (Petromyzon marinus) control in the Great Lakes on aquatic plants, invertebrates, and amphibians. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 1895-1905.

GRICE, F. 1957. Effect of removal of panfish and trashfish by fyke nets upon fish populations of some Massachusetts ponds. Trans. Am. Fish. Soc. 87: 108-115.

GRINSTEAD, B.G. 1975. Response of bass to removal of competing species by commercial fishing, p.475-479. In R.H. Stroud and H. Clepper (ed.). Black bass biology and management. Washington, D.C. 534 p.

HACKER, V. 1978. An analysis of the need for continuing rough fish removal and the study of other game fish in lake Winnebago, Wisconsin. Wisconsin Department of Natural Resources, Bureau of Fish Management. 23 p.

HANSON, L.H. 1981. Sterilization of sea lamprey (Petromyzon marinus) by immersion in an aqueous solution of bisazir. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 38(10): 1285-1289.

HANSON, D.A., B.J. BELONGER and D.L. SCHOENIKE. 1983. Evaluation of a mechanical population reduction of black crappie and black bullheads in a small Wisconsin lake. North Am. J. Fish. Manage. 3: 41-47.

HANSON, L.H. and P.J. MANION. 1980. Sterility method of pest control and its potential role in an integrated sea lamprey Petromyzon marinus control program. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 2108-2117.

HASKELL, W.L. 1955. Carp elimination at Mittry Lake. Arizona Game and Fish Dep., Wildl. Restoration Div. Spec. Rep., Project W-67-D-3. Phoenix, Arizona. 9 p.

HAYES, M.L. 1983. Active fish capture methods, p.123-145. In L.A. Nielsen and D.L. Johnson (ed.). Fisheries techniques. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland. 468 p.

HAYMES, G.T. and P.H. PATRICK. 1986. Exclusion of adult alewife, Alosa pseudoharengus, using low-frequency sound for application at water intakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43: 855-862.

HEIDINGER, R.C. et al. 1983. Operational comparison of three electrofishing systems. North Am. J. Fish. Manage. 3: 254-257.

HELMS, D.R. 1967. Experimental use of antimycin A to control spawning carp in Backbone Lake. Iowa Conserv. Comm., Des Moines, Iowa. 2 p.

HEMAN, M.L., R.S. CAMPBELL and L.C. REDMOND. 1969. Manipulation of fish populations through reservoir drawdown. Trans. Amer. Fish. Soc. 98(2): 293-304.

HEMPHILL, J.E. 1954. Toxaphene as a fish toxin. Prog. Fish-Cult. 16(1): 41-42.

HENDERSON, C., Q.H. PICKERING and C.M. TARZWELL. 1959. Relative toxicity of ten chlorinated hydrocarbon insecticides to four species of fish. Trans. Am. Fish. Soc. 88: 23-32.

HENEGAR, D.L. 1966. Minimum lethal levels of toxaphene as a piscicide in North Dakota lakes. U.S. Dep. of the Inter., Bur. of Sport Fish. and Wildl, Resour. Publ. 7. Washington, D.C. 16 p.

HERR, F., E. GRESELIN and C. CHAPPEL. 1967. Toxicology studies of antimycin, a fish eradicant. Trans. Am. Fish. Soc. 96(3): 320-326.

HO, K.T.Y. and S.P. GLOSS. 1987. Distribution and persistence of the lampricide Bayer 73 following a control application. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43: 112-119.

HOCUTT, C.H. 1980. Behavioral barriers and guidance systems, p. 183-205. In C.H. Hocutt, J.R. Stauffer Jr., J.E. Edinger, L.W. Hall Jr., and R.P. Morgan II (ed.). Power plants: effects on fish and shellfish behavior. Academic Press, New York. 346 p.

HOCUTT, C.H. and J.E. EDINGER. 1980. Fish behavior in flow fields, p. 143-181. In C.H. Hocutt, J.R. Stauffer Jr., J.E. Edinger, L.W. Hall Jr. and R.P. Morgan II (ed.). Power plants: effects on fish and shellfish behavior. Academic Press, New York. 346 p.

HOFF, J.G. and J.R. WESTMAN. 1965. Experiments with a dibrom-malathion formulation as a selective piscicide. New York Fish and Game Journal. 12(1): 99-107.

HOOPER, F.F. and K.G. FUKANO. 1960. Summary of experimental lake treatments with toxaphene 1954-1958. Mich. Dep. of Conserv., Rep. No. 1584. Ann Arbor, Mich. 17 p.

HOOPER, F.F. and A.R. GRZENDA. 1955. The use of toxaphene as a fish poison. Trans. Am. Fish. Soc. 85: 180-190.

HOOPER, F.F., J.E. WILLIAMS, M.H. PATRIARCHE, F. KENT and J.C. SCHNEIDER. 1964. Status of lake and stream rehabilitation in the United States and Canada with recommendations for Michigan waters. Institute for Fisheries Research, Report No. 1688. 56 p.

HOOSER, A. and B. GRINSTEAD. 1961. The effect of black bullhead catfish and bluegill removal on the fish population of a small lake. Proc. Ann. Southeast. Assoc. Game and Fish Comm. 15: 193-200.

HOREL, G. and M.T. HUISH. 1960. The effects of fish removal and other factors upon remaining fish populations at lake Trafford, Florida. Prog. Fish-Cult. 22(2): 73-76.

HOUF, L.J. and R.S. CAMPBELL. 1977. Effects of antimycin A and rotenone on macrobenthos in ponds. U.S. Fish and Wildlife Service, Investigations in Fish Control No. 80. 29 p.

HOWELL, J.H., E.L. KING Jr., A.J. SMITH and L.H. HANSEN. 1964. Synergism of 5,2'-dichloro-4-nitrosalicylanilide and 3-trifluormethyl-4-nitrophenol in a selective lamprey larvicide. Great Lakes Fish. Comm., Tech. Rep. No. 8. 21 p.

HOYT, R.D. 1981. The commercial harvest of smallmouth buffalo and it's effect on certain biological characteristics of the species in Rough River Lake, Kentucky. Project completion report for investigation projects. Kentucky Department of Fish and Wildlife Resources, Project No. 2-358-R: 39 p.

HUBERT, W.A. 1983. Passive capture techniques, p.95-122. In L.A. Nielsen and D.L. Johnson (ed.). Fisheries techniques. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland. 468 p.

HUDSON, R.H. 1979. Toxicities of the lampricides 3-Trifluoromethyl-4-nitrophenol (TFM) and the 2-Aminoethanol salt of 2',5-Dichloro-4'-nitrosalicylanilide (Bayer 73) ot four bird species. U.S. Fish and Wildlife Service, Investigations in fish control No. 89. 5 p.

HUFFAKER, C.B. and P.S. MESSENGER. 1976. Theory and practice of biological control. Academic Press, New York. 788 p.

HUGUES, R.A. 1968. The persistence of toxaphene in natural waters. M.S. Thesis, Water Chem., Univ. of Wis. Madison, Wis. 136 p.

HUNN, J.B. and W.D. YOUNGS. 1980. Role of physical barriers in the control of sea lamprey Petromyzon marinus. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 2118-2122.

HUSTON, J.E. 1955. Selective poisoning of carp with calcium carbide. Quart. Rep. Colo. Fish. Res. Unit 2(1-2): 17-21.

HUSTON, J.E. 1956. Experimental field applications of calcium carbide pellets. Quart. Rep. Colo. Fish. Res. Unit 2(3-4): 2-5.

JACKSON, C.F. 1962. Use of chlorine for reclaiming ponds. New Hampshire Fish and Game Department, Federal Aid in Fish Restoration, Job Completion Report, Project FW-2-R-9, Job No. II. 7 p.

JACOBI, G.Z. and D.J. DEGAN. 1977. Aquatic macroinvertebrates in a small Wisconsin trout stream before, during, and two years after treatment with the fish toxicant Antimycin. U.S. Fish and Wildlife Service, Investigations in fish control: 23 p.

JEPPSON, P. W. 1957. The control of squawfish by use of dynamite spot treatment, and reduction of lake levels. Prog. Fish-Cult. 19(4): 168-171.

JEPPSON, P.W. and W.S. PLATTS. 1959. Ecology and control of the Columbia squawfish in northern Idaho lakes. Trans. Am. Fish. Soc. 88(3): 197-202.

JOHN, K.R. 1954. A spaced-disc, self-cleaning fish screen. Prog. Fish-Cult. 16(2): 70-74.

JOHNSON, F.H. 1977. Responses of walleye (Stizostedion vitreum vitreum) and yellow perch (Perca flavescens) populations to removal of white sucker (Catostomus commersoni) from a Minnesota lake, 1966. J. Fish. Res. Board Can. 34: 1633-1542.

JOHNSTON, J.M. 1972. Tolerance of juvenile sockeye salmon and zooplankton to the selective squawfish toxicant 1, 1'-methylenedi-2-naphthol. Prog. Fish-Cult. 34(3): 122-125.

JOSWIAK, G.R., P.J. ENGLISH, W.S. MOORE and A.B. EISENBREY. 1980. Integrated-circuit pulse trigger for electrofishing. Trans. Am. Fish. Soc. 109: 340-342.

KEITH, W.E. 1975. Management by water level manipulation, p.489-497. In R.H. Stroud, and H. Clepper (ed.). Black bass biology and management, Washington, D.C. 534 p.

KILLIAN, J.L. 1953. Rough fish control in San Carlos and Lakeside lakes. Arizona Game and Fish Comm., Wildl. Restoration Div., Completion Rep., Proj.F-1-R-1. Phoenix, Ariz. 5 p.

KINMAN, B.T. 1983. Rough fish removal and its impact on the fish population in Rough River Lake. Kentucky Department of Fish and Wildlife Resources, Special Fisheries Report No. 6. 26 p.

KIRK, J. P., W. D. DAVIES and K. PARK. 1986. Response of some members of the fish community to gizzard shad removal from Chambers County public fishing lake, Alabama. North Am. J. Fish. Manage. 6(2): 252-255.

KLINGBIEL, J.H. 1975. Use of fish toxicants in Wisconsin, 1941-73, p.54-59. In P.H. Eschmeyer (ed.). Rehabilitation of fish populations with toxicants: a symposium. American Fisheries Society. 74 p.

KONAR, S.K. 1969. Laboratory studies on two organophosphorus insecticides, DDVP and Phosphamidon, as selective toxicants. Trans. Am. Fish. Soc. 98(3): 430-437.

KONAR, S.K. 1970. Nicotine as a fish poison. Prog. Fish-Cult. 32(2): 103-104.

KUHR, R.J. and H.W. DOROUGH. 1977. Carbamate insecticides: chemistry, biochemistry, and toxicology. CRC Press Inc., Cleveland. 301 p.

KUPKA, K.H. 1966. A downstream migrant diversion screen. Can. Fish. Cult. 37: 27-34.

LAARMAN, P.W. 1979. Evaluation of a chemical reclamation and restocking program on the Huron River in the Detroit Metropolitan Area. Michigan Department of Natural Resources, Fisheries Division, Fisheries Research Report No. 1866. 34 p.

LACHANCE, S. and P. MAGNAN. 1989. Performance of wild, hybrid and domestic strains of brook charr, Salvelinus fontinalis: the impact of intra- and interspecific competition. Can. J. Fish. Aquat. Sci. (soumis pour publication).

LAEVASTU, T. 1967. Observations sur le terrain concernant les opérations de pêche. In Manuel des méthodes employées en biologie halieutique. Org. des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, Rome. 16 p.

LALANCETTE, L.-M. 1982. Construction d'une trappe ellipsoïde pour la capture des ménés et des meuniers. Bull. Fr. Piscic. 286: 268-276.

LAMBOU, V.W. and H. STERN Jr. 1959. Preliminary report on the effects of the removal of rough fishes on the Clear Lake sport fishery. Proc. Southeast. Assoc. Game and Fish Comm. 12: 36-56.

LAMSA, A.K., C.M. ROVAINEN, D.P. KOLENOSKY and L.H. HANSON. 1980. Sea lamprey control. Where to from here ? Report of the SLIS Control Theory Task Force. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 2175-2192.

LANTZ, K.E., J.T. DAVIS and J.S. HUGHES. 1967. Water level fluctuation-its effects on vegetation control and fish population management. Proc. 18th Annu. Conf. Southeast. Assoc. Game Fish Comm. 18: 483-494.

LARSON, G.L., S.E. MOORE and D.C. LEE. 1986. Angling and electrofishing for removing nonative rainbow trout from a stream in a national park. North Am. J. Fish. Manage. 6: 580-585.

LAUNER, C.A. and T.D. BILLS. 1979. Influences of selected environmental factors on the activity of a prospective fish toxicant, 2-(Digeranylamino)-ethanol, in laboratory tests. U.S. Fish and Wildlife Service, Investigations in fish control No. 88. 4 p.

LECREN, E.D. 1958. Observations on the growth of perch, (Perca fluviatilis L.) over twenty-two years, with special reference to the effects of temperature and changes in population density. J. Anim. Ecol. 27: 287-334.

LEDUC, G., Y. GRAVEL, L.-R. SEGUIN, B. VINCENT et F. GUIBERT. 1973. The use of sodium cyanide as a fish eradicant in some Québec lakes. Naturaliste Can. 100: 1-10.

LEE, T.H., P.H. DERSE and S.D. MORTON. 1971. Effects of physical and chemical conditions on the detoxification of antimycin. Trans. Am. Fish. Soc. 101(1): 13-17.

LEITRITZ, E. 1952. Stopping them: the development of fish screens in California. Calif. Fish and Game 38(1): 53-62.

LELAND, H.V. 1964. Loss of cyanide from water, soil, and fishes when sodium cyanide is used as a fish poison. M.A. Thesis, Southern Illinois University, typewritten. 36 p.

LENNON, R.E. 1961. A fly-rod electrode system for electrofishing. Prog. Fish-Cult. 23(2): 92-93.

LENNON, R.E. 1966a. Managing fish populations. Use of selective chemicals in fish population and aquatic control. Proceedings of the Annual Meeting Association of Midwest Fish and Game Commissions 32(1965): 95-98.

LENNON, R.E. 1966b. Antimycin - a new fishery tool. Wisconsin Conservation Bulletin 31(2): 4-5.

LENNON, R.E. and B.L. BERGER. 1970. A resume on field applications of Antimycin A to control fish. U.S. Fish and Wildlife Service, Investigations in fish control. 19 p.

LENNON, R.E., J.B. HUNN, R.A. SCHNICK and R.M. BURRESS. 1971. Reclamation of ponds, lakes, and streams with fish toxicants: a review. FAO Fish. Tech. Pap. 99 p.

LENNON, R.E. and C.R. WALKER. 1964. Laboratories and methods for screening fish-control chemicals. U.S. Bureau of Sport Fisheries and Wildlife, Investigations in Fish Control No. 1 (Circular No. 185). 15 p.

LEWIS, W.M. 1968. Isobornyl thiocyanoacetate as a fish drugging agent and selective toxin. Prog. Fish-Cult. 30(1): 29-31.

LINDSEY, C.C. and T.G. NORTHCOTE. 1963. Life history of redside shiners, Richardsonius balteatus, with particular reference to movements in and out of Sixteenmile Lake streams. J. Fish. Res. Board Canada 20(4): 1001-1030.

LOEB, H.A. 1955. An electrical surface device for carp control and fish collection in lakes. New York Fish and Game Journal. 2(2): 220-231.

LOPINOT, A.C. 1975. Summary on the use of toxicants to rehabilitate fish populations in the midwest, p.1-4. In P.H. Eschmeyer (ed.). Rehabilitation of fish populations with toxicants: a symposium. American Fisheries Society. 74 p.

MacCRIMMON, H.R. 1972. La carpe au Canada. Bulletin de l'Office des Pêcheries du Canada No. 165F. ? p.

MACEK, K.J. and W.A. McALLISTER. 1970. Insecticide susceptibility of some common fish family representatives. Trans. Am. Fish. Soc. 99(1): 20-27.

MacPHEE, C. and R. RUELLE. 1969a. A chemical selectively lethal to squawfish (Ptychocheilus oregonensis and P. umpquae). Trans. Am. Fish. Soc. 98: 676-684.

MacPHEE, C. and R. RUELLE. 1969b. Lethal effects of 1888 chemicals upon four species of fish from Westerm North America. Forest, Wildlife and Range Experiment Station, University of Idaho, Bulletin No. 3. 112 p.

MAGNAN, P. 1988. Interactions between brook charr, Salvelinus fontinalis, and non-salmonid species: ecological shift, morphological shift and their impact on zooplankton communities. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 45: 999-1009.

MAGNAN, P. 1989. The impact of cyprinid and catostomid introductions on brook charr, Salvelinus fontinalis, populations: a review. in: H. Kanawabe and D.L.G. Noakes (ed.). The biology of charrs and massue salmon. (sous presse) .

MAGNAN, P. and G.J. FITZGERALD. 1982. Resource partitioning between brook trout, Salvelinus fontinalis Mitchill, and creek chub, Semotilus atromaculatus Mitchill, in selected oligotrophic lakes of southern Quebec. Can. J. Zool. 60: 1612-1617.

MAGNAN, P. and G.J. FITZGERALD. 1984a. Mecanisms responsible for the niche shift of brook charr, Salvelinus fontinalis Mitchill, when living sympatrically with creek chub, Semotilus atromaculatus Mitchill. Can. J. Zool. 62: 1548-1555.

MAGNAN, P. and G.J. FITZGERALD. 1984b. Ontogenetic changes in diel activity, food habits and spatial distribution of juvenile and adult creek chub, Semotilus atromaculatus. Env. Biol. Fish. 11(4): 301-307.

MAHDI, M.A. 1966. Mortality of some species of fish to toxaphene at three temperatures. U.S. Bureau of Sport Fisheries and Wildlife, Investigations in Fish Control No. 6 (Resource Publication No. 10). 10 p.

MAKOWECKI, R., C.W. HUNT and L. HILDEBRAND. 1978. Carson Lake improvement project. Fisheries Habitat Development Report No. 9, Recreation Parks and Wildlife, Fish and Wildlife Division, Edmonton. 36 p.

MANN, R.H.K. 1985. A pike management strategy for a trout fishery. J. Fish. Biol. 27(Suppl.A): 227-234.

MANN, R.H.K. and T. PENCZAK. 1984. The efficiency of a new electrofishing technique in determining fish numbers in a large river in central Poland. J. Fish Biol. 24: 173-185.

MARCY, B.C. Jr., V.R. KRANZ and R.P. BARR. 1980. Ecological and behavioral characteristics of fish eggs and young influencing their entrainment, p. 29-74. In C.H. Hocutt, J.R. Stauffer Jr., J.E. Edinger, L.W. Hall Jr. and R.P. Morgan II (ed.). Power plants: effects on fish and shellfish behavior. Academic Press, New York. 346 p.

MARKEVICH, A.P. 1951. Parasitic fauna of freshwater fish of the Ukrainian S.S.R. Kiev, Izdatelstvo Akademii Nauk Ukrainskoi SSR. (English transl., Israel Program for Scientific Translations, No. 844, 1963). 388 p.

MARKING, L.L. 1970a. Juglone (5-hydroxy-1,4-naphtoquinone) as a fish toxicant. Trans. Am. Fish. Soc. 99(3): 510-514.

MARKING, L.L. 1970b. A method for rating chemicals for potency against fish and other organisms. U.S. Bureau of Sport Fisheries and Wildlife, Investigations in fish control No. 36. 8 p.

MARKING, L.L. 1972a. Sensitivity of the white amur to fish toxicants. Prog. Fish-Cult. 34(1): 26.

MARKING, L.L. 1972b. Methods of estimating the half-life of biological activity of toxic chemicals in water. U.S. Bureau of Sport Fisheries and Wildlife, Investigations in Fish Control No. 46. 9 p.

MARKING, L.L. 1972c. Salicylanilide I, an effective non-persistent candidate piscicide. Trans. Am. Fish. Soc. 101(3): 526-533.

MARKING, L.L. 1974a. Toxicity of the synthetic pyrethroid SBP-1382 to fish. Prog. Fish-Cult. 36(3): 144.

MARKING, L.L. 1974b. Toxicity of 2-(digeranylamino)-ethanol, a candidate selective fish toxicant. Trans. Am. Fish. Soc. 103(4): 736-742.

MARKING, L.L. 1975a. Toxicological protocol for the development of piscicides, p. 26-31. In P.H. Eschmeyer (ed.). Rehabilitation of fish populations with toxicants: a symposium. North Central Division, American Fisheries Society, Special Publication No. 4. 74 p.

MARKING, L.L. 1975b. Effects of pH on toxicity of antimycin to fish. J. Fish. Res. Board Can. 32(6): 769-773.

MARKING, L.L. and T.D. BILLS. 1975. Toxicity of potassium permanganate to fish and its effectiveness for detoxifying antimycin. Trans. Am. Fish. Soc. 104(3): 579-583.

MARKING, L.L. and T.D. BILLS. 1981. Sensitivity of four species of carp to selected fish toxicants. North Am. J. Fish. Manage. 1(1): 51-54.

MARKING, L.L. and T.D. BILLS. 1985. Effects of contaminants on toxicity of the lampricides TFM and Bayer 73 to three species of fish. J. Great Lakes Res. 11(2): 171-178.

MARKING, L.L., T.D. BILLS and J.J. RACH. 1983. Chemical control of fish and fish eggs in the Garrison Diversion Unit, North Dakota. North Am. J. Fish. Manage. 3: 410-418.

MARKING, L.L. and V.K. DAWSON. 1972. The half-life of biological activity of antimycin determined by fish bioassay. Trans. Am. Fish. Soc. 101(1): 100-105.

MARKING, L.L. and V.K. DAWSON. 1975. Method for assessment of toxicity or efficacy of mixtures of chemicals. U.S. Bureau of Sport Fisheries and Wildlife, Investigations in Fish Control No. 67. 7 p.

MARKING, L.L. and J.W. HOGAN. 1967. Toxicity of Bayer 73 to fish. U.S. Bureau of Sport Fisheries and Wildlife, Investigations in Fish Control No. 19 (Resource Publication No. 36). 13 p.

MARKING, L.L. and W.A. WILLFORD. 1970. Comparative toxicity of 29 nitrosalicylanilides and related compounds to eight species of fish. U.S. Bureau of Sport Fisheries and Wildlife, Investigations in Fish Control No. 37. 11 p.

MASON, J.E. 1966. The migrant dipper: a trap for downstream migrating fish. Prog. Fish-Cult. 28(2): 96-102.

MAXFIELD, G.H., R.H. LANDER and C.D. VOLZ. 1970. Laboratory tests of an electrical barrier for controlling predation by northern squawfish. U.S. Fish Wildl. Serv., Special Scientific Report-Fisheries No. 611. 8 p.

MAXFIELD, G.H., G.E. MONAN and H.L. GARRETT. 1969. Electrical installation for control of the northern squawfish. U.S. Fish and Wildl. Serv., Special Scientific Report-Fisheries No. 583. 14 p.

McCABE, R.A., M. CAROLINE, W.R. EADIE, E.L. KOZICKY, N.B. KVERNO, R.E. LENNON, J.C. NEESS, R.D. TABER, A. ZEISSIG and W.W. DYKSTRA. 1970. Vertebrate pests: problems and control, p. 7-41. In C. Palm (ed.). Principles of plant and animal pest control, volume 5. National Academy of Sciences, Washington, D.C. 153 p.

McCAULEY, R.W. and F.E.J. FRY. 1986. Proposal of a "hot lock" as a barrier to fish invasion: an afterthought. Env. Biol. Fishes 15(4): 272.

McCRIMMON, H.R. 1968. Carp in Canada. Fish. Res. Board Canada Bull. 165. 93 p.

McLAIN, A.L. 1956. The control of the upstream movement of fish with pulsated direct current. Trans. Am. Fish. Soc. 86: 269-284.

McLAIN, A.L. and P.J. MANION. 1967. An all-season trap for downstream-migrating fish and other aquatic organisms. Prog. Fish-Cult. 29(2): 114-117.

MEFFE, G.K. 1983. Attempted chemical renovation of an Arizona springbrook for management of the endangered Sonoran topminnow. North Am. J. Fish. Manage. 3: 315-321.

MENCHEN, R.S. 1975. Perforated pipe used to screen and trap juvenile salmonids. Prog. Fish-Cult. 37(2): 85-89.

MERNA, J.W., J.C. SCHNEIDER, G.R. ALEXANDER, W.D. ALWARD and R.L. ESHENRODER. 1981. Manual of fisheries survey methods. Michigan Dept. Nat. Res., Fish. Div., Fish. Management Report No. 9. 196 p.

MESICK, C.F. and J.C. TASH. 1980. Effects of electricity on some benthic stream insects. Trans. Am. Fish. Soc. 109: 417-422.

METZGER, R.J. and P.L. SHAFLAND. 1986. Use of detonating cord for sampling fish. North Am. J. Fish. Manage. 6(1): 113-118.

MEYER, F.P. 1965. The experimental use of Guthion as a selective fish eradicator. Trans. Am. Fish. Soc. 94(3): 203-209.

MEYER, F.P. and G.L. BULLOCK. 1973. Edwardsiella tarda, a new pathogen of channel catfish (Ictalurus punctatus). Appl. Micro. 25(1): 155-156.

MEYER, F.P. and R.A. SCHNICK. 1983. Sea lamprey control techniques: past, present, and future. J. Great Lakes Res. 9(3): 354-358.

MILLER, D. 1972. Attempted population control measures of Meadow Lake Grayling. Wyoming Game and Fish Commission, Fish Division, Administrative Report, Project No. 0471-23-6502. 4 p.

MINISTERE DU LOISIR, DE LA CHASSE ET DE LA PECHE DU QUEBEC ET MINISTERE DES PECHES ET DES OCEANS CANADA. 1988. La pêche récréative au Québec en 1985. Ministère des Pêches et des Océans, Direction générale des communications, Direction de l'information et des publications. 16 p.

MONAN, G.E., J.R. PUGH and J.R. SMITH. 1967. Efficiency of a combined electrode and louver array in guiding juvenile steelhead trout (Salmo gairdneri). Trans. Am. Fish. Soc. 96(4): 422-423.

MORGAN II, R.P. and J.R. STAUFFER Jr. 1980. Summary, p. 327-335. In C.H. Hocutt, J.R. Stauffer Jr., J.E. Edinger, L.W. Hall Jr. and R.P. Morgan II (ed.). Power plants: effects on fish and shellfish behavior. Academic Press, New York. 346 p.

MORRIS, K.H. and P.S. MAITLAND. 1987. A trap for catching adult lampreys (Petromyzonidae) in running water. J. Fish Biol. 31: 513-516.

MOYLE, J.B., J.H. KUEHN and C.R. BURROWS. 1948. Fish-population and catch data from Minnesota lakes. Trans. Am. Fish. Soc. 78: 163-175.

NEEDHAM, R.G. 1966. Effects of toxaphene on plankton and aquatic invertebrates in North Dakota lakes. U.S. Bureau of Sport Fisheries and Wildlife, Investigations in Fish Control No. 4 (Resource Publication No. 8). 16 p.

NEESS, J.C., W.J. HELM and C.W. THREINEN. 1957. Some vital statistics in a heavily exploited population of carp. J. Wildl. Manage. 21(3): 279-292.

NORTHCOTE, T.G. 1970. Advances in management of fish in natural lakes of western North America. American Fisheries Society Spec. Bull. No. 7: 129-139.

PAQUET, G. 1981. Techniques de construction de seuils pour des petits cours d'eau. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec. 50 p.

PAQUET, G. 1985. Guide d'amélioration et de restauration de l'habitat du poisson dans les petits cours d'eau. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec, Service des études écologiques. 72 p.

PARKER, R.A. 1958. Some effects of thinning on a population of fishes. Ecology 39(2): 304-317.

PATRIARCHE, M.H. 1963. Evaluation of population manipulation on angling success and fish growth in Loon and Dollar lakes, Rifle River area. Michigan Dep. of Conservation, Inst. for Fish. Res., Rep. No. 1660. 23 p.

PATRICK, P.H. 1984. Responses of fish common to the Atikokan lakes area to varous deterrent devices. Ontario Hydro research division, Report No. 84-146-K. 23 p.

PATRICK, P.H., A.E. CHRISTIE, D. SAGER, C. HOCUTT and J. STAUFFER JR. 1985. Responses of fish to a strobe light/air-bubble barrier. Fish. Res. 3(2): 157-172.

PATRICK, P.H., R.W. SHEEHAN and B. SIM. 1982. Effectiveness of a strobe light eel exclusion scheme. Hydrobiologia 94: 269-277.

PIERCE, P.C., J.E. FREY and H.M. YAWN. 1963. An evaluation of fishery management techniques utilizing winter drawdowns. Proc. Ann. Southeast. Assoc. Game and Fish Comm., 17: 347-363.

PLUMB, J.A. and D.J. SANCHEZ. 1983. Susceptibility of five species of fish to Edwardsiella ictaluri. Journal of Fish Diseases 6: 261-266.

PLUMB, J.A., O.L. GREEN, R.O. SMITHERMAN and G.B. PARDUE. 1975. Channel catfish virus experiments with different strains of channel catfish. Trans. Am. Fish. Soc. 104(1): 140-143.

POWERS, J.E. and A. LABASTILLE BOWES. 1967. Elimination of fish in the Giant Grebe Refuge, Lake Atitlan, Guatemala, using the fish toxicant, antimycin. Trans. Am. Fish. Soc. 96(2): 210-213.

PREVOST, G. 1960. The use of fish toxicants in the Province of Quebec. Can. Fish Cult. 28: 13-35.

PRIEGEL, G.R. 1967. The freshwater drum, its life history, ecology, and management. Wisconsin Department of Natural Resources, Division of Conservation, Publication No. 236. 15 p.

PRIEGEL, G.R. 1971. Evaluation of intensive freshwater drum removal in Lake Winnebago, Wisconsin, 1955-1966. Wisconsin Department of Natural Resources, Division of Conservation, Technical bulletin No. 47. 29 p.

PRIMISING, M. and V. HACKER. 1964a. Partial chemical treatment of Porters Lake, Waushara County during 1962, and its affect on the fish population. Wisconsin Department of Natural Resources, Division of Conservation, Intra-dep. memo. 13 p.

PRIMISING, M. and V. HACKER. 1964b. Partial chemical treatment project on Bugh's Lake, Waushara County, 1962, and its affect on fish population. Wisconsin Department of Natural Resources, Division of Conservation, Intra-dep. memo. 9 p.

RAMACHANDRAN, V. 1960. Observations on the use of ammonia for the eradication of aquatic vegetation. J. Sci. Industr. Res. 19c(11): 284-285.

REIMERS, N. 1966. A low-maintenance fish barrier with free-flow characteristics. Prog. Fish-Cult. 28(2): 103-107.

REYNOLDS, J.B. 1983. Electrofishing, p.147-163. In L.A. Nielsen and D.L. Johnson (ed.). Fisheries techniques. Amer. Fish. Soc., Bethesda, Maryland. 468 p.

RHONE, T.J. 1960. Fish protective facilities at the Tracy Pumping Plant-Central Valley Project, California. A paper presented at the Ninth Hydraulics Division Conference ASCE, Seattle, Wahington, 17-19 August 1960.

RICHARD, J.D. 1968. Fish attraction with pulsed low-frequency sound. J. Fish. Res. Board Can. 25(7): 1441-1452.

RICHARDSON, W.H. 1965. Electric rotary fish screens. Prog. Fish-Cult. 27(1): 20-22.

RICKER, W.E. and J. GOTTSCHALK. 1940. An experiment in removing coarse fish from a lake. Trans. Am. Fish. Soc. 70: 382-390.

RIEL, A.D. 1964. The control of an overpopulation of yellow perch in Bow Lake, Strafford, New Hampshire. 9 p.

ROSE, E.T. and T. MOEN. 1952. The increase in game-fish populations in East Okoboji Lake, Iowa, following intensive removal of rough fish. Trans. Am. Fish. Soc. 82: 104-114.

ROVER, L.M. 1966. Bioassay method for the determination of Toxaphene in Lake Water. J. Fish. Res. Board Canada. 23(5): 723-727.

RUGGLES, C.P. and P. RYAN. 1964. An investigation of louvers as a method of guiding juvenile Pacific salmon. Can. Fish-Cult. 33: 7-68.

RUTLEDGE, W.P. and J.C. BARRON. 1972. The effects of the removal of stunted white crappie on the remaining crappie population of Meridian State Park Lake, Bosque, Texas. Texas Parks and Wildl. Dep., Tech. Ser. No. 12. 41 p.

RYE, R.P. Jr. and E.L. KING Jr. 1976. Acute toxic effects of two lampricides to twenty-one freshwater invertebrates. Trans. Am. Fish. Soc. 105(2): 322-326.

SAGER, D.R., C.H. HOCUTT and J.R. STAUFFER Jr. 1985. Preferred wavelengths of visible light for juvenile Atlantic menhaden. North Am. J. Fish. Manage. 5: 72-77.

SAWYER, A.J. 1980. Prospects for integrated pest management of the sea lamprey (Petromyzon marinus). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 2081-2092.

SCAVIA, D. 1984. Phosphorus loading and fisheries impact on Lake Michigan water quality. Abstract for the 27th Conf. Great Lakes Research, Brock Univ. St. Catharines, Ontario, 29 April-3 May 1984.

SCHNEIDER, J.C. and W.R. CROME. 1980. Effect of sucker removal on fish and fishing at Big Bear Lake. Michigan Department of Natural Resources Fisheries Division, Fisheries Research Report No. 1887. 19 p.

SCHNICK, R.A. 1972. A review of literature on TFM (3-trifluormethyl-4-nitrophenol) as a lamprey larvicide. U.S. Bureau of Sport Fisheries and Wildlife, Investigations in Fish Control No. 44. 31 p.

SCHNICK, R.A. and F.P. MEYER. 1978. Registration of thirty-three fishery chemicals: Status of research and estimated costs of required contract studies. U.S. Fish and Wildlife Service, Investigations in Fish Control No. 86. 19 p.

SCHNICK, R.A., F.P. MEYER and D.F. WALSH. 1986. Status of fishery chemicals in 1985. Prog. Fish-Cult. 48(1): 1-17.

SCHOETTGER, R.A. 1970. Toxicology of thiodan in several fish and aquatic invertebrates. U.S. Bureau of Sport Fisheries and Wildlife, Investigations in Fish Control No. 35. 31 p.

SCHOETTGER, R.A. and G.E. SVENDSEN. 1970. Effects of antimycin A on tissue respiration of rainbow trout and channel catfish. U.S. Bureau of Sport Fisheries and Wildlife, Investigations in Fish Control No. 39. 10 p.

SCHULTZ, D.P. and P.D. HARMAN. 1976. Antimycin: uptake, distribution, and elimination in brown bullheads (Ictalurus nebulosus). J. Fish. Res. Board Can. 33(5): 1121-1129.

SCHWALME, K., W.C. MACKAY and D. LINDNER. 1985. Suitability of vertical slot and denil fishways for passing north-temperate, nonsalmonid fish. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 42: 1815-1822.

SCHWARTZ, F.J. 1986. A leadless stackable trap for harvesting common carp. North Am. J. Fish. Manage. 6(4): 596-598.

SCIDMORE, W.J. and D.E. WOODS. 1961. Changes in the fish populations of four southern Minnesota lakes subjected to rough fish removal. Minnesota Dep. Conserv., Fish and Game Invest. Rep. No. 238, Fish. Ser. 3. 19 p.

SCOTT, W.B. et E.J. CROSSMAN. 1974. Poissons d'eau douce du Canada. Office des recherches sur les pêcheries du Canada, Ottawa. Bulletin 184F. 1026 p.

SEELYE, J.G., L.L. MARKING, E.L. KING JR., L.H. HANSON and T.D. BILLS. 1987. Toxicity of TFM lampricide to early life stages of walleye. North Am. J. Fish. Manage. 7: 598-601.

SHAFLAND, P.L. 1984. A proposal for introducing peacock bass (Cichla spp.) in southeast Florida canals. Florida Game Fresh Water Fish Comm., Non-Native Fish Res. Lab. Contr. 40: ii + 19 p. + addendum 3 p. Draft copy.

SHAFLAND, P.L. 1986. A review of Florida's efforts to regulate, assess and manage exotic fishes. Fisheries 11(2): 20-25.

SHAFLAND, P.L. and B.D. HILTON. 1985. Introduction of peacock bass (Cichla spp.) in southeast Florida canals: First annual performance report. Florida Game and Fresh Water Fish Comm., Non-Native Fish Res. Study XVI. 9 p.

SHAFLAND, P.L. and B.D. HILTON. 1986. Introduction and evaluation of peacock bass (Cichla spp.) in southeast Florida canals: Second annual performance report. Florida Game and Fresh Water Fish Comm., Non-Native Fish Res. Study XVI. 12 p.

SHAFLAND, P.L. and B.D. HILTON. 1987. Introduction and evaluation of peacock bass (Cichla spp.) in southeast Florida canals: Third annual performance report. Florida Game and Fresh Water Fish Comm., Non-Native Fish Res. Study XVI. 11 p.

SHAPIRO, J. 1982. Experiments and experiences in biomanipulation. Report #19 from the Limnol. Res. Center, Univ. Minnesota.

SHIELDS, J.T. 1958. Experimental control of carp reproduction through water drawdowns in Fort Randall Reservoir, South Dakota. Trans. Amer. Fish. Soc. 87: 23-33.

SHIRGUR, G.A. 1977. Indication of safe poison materials from indigenous plants for clearing unwanted fishes from nursery ponds. Indian J. Fish. 22: 126-132.

SMITH, H.S. 1919. On some phases of insect control by the biological method. J. Econo. Entomol. 12: 288-292.

SMITH, L.L. Jr., D.R. FRANKLIN and R.H. KRAMER. 1959. Electro-fishing for small fish in lakes. Trans. Am. Fish. Soc. 88(2): 141-146.

SMITH, B.R. and J.J. TIBBLES. 1980. Sea lamprey (Petromyzon marinus) in Lakes Huron, Michigan, and Superior: history of invasion and control, 1936-1978. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 1780-1801.

SNOW, H.E. 1962. A comparison of the fish population in Murphy Flowage, Wisconsin, before and after a panfish removal program. Wisconsin Department of Natural Resources, Division of Conservation, Mimeo. 5 p.

SNOW, H.E. 1968. Stocking of muskellunge and walleye as a panfish control practice in Clear Lake, Sawyer County. Wisconsin Department of Natural Resources, Res. Rep. No. 38. 18 p.

SPENCER, C.N. and D.L. KING. 1984. Role of fish in regulation of plant and animal communities in eutrophic ponds. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 41: 1851-1855.

SRIVASTAVA, U.S. and S.K. KONAR. 1966. DDVP as a selective toxicant for the control of fishes and insects. Prog. Fish-Cult. 28(4): 235-238.

ST. AMANT, J.A., W.C. JOHNSON and M.J. WHALLS. 1964. Aqualine as a fish toxicant. Prog. Fish-Cult. 84-88.

STARBUCK, J.G., P.L. JOHNSON and J.J. SARTORIS. 1973. Literature review of methods for restricting the distribution of rough fish. U.S. Bureau of Reclamation, Engineering and Research Centre, Denver, Colorado. 10 p.

STEPHEN, J.L. 1986. Effects of commercial harvest on the fish community of Lovewell Reservoir, Kansas, p. 211-217. In G.E. Hall and M.J. Van Den Avyle (ed.). Reservoir fisheries management: strategies for the 80's. Reservoir Committee, Southern Division, American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.

STEVENSON, J.P. 1978. Use of biological techniques for the management of fish. Fisheries and Wildlife Paper Number 15, Presented at Seminar, Fisheries and Wildlife Division, Arthur Rylah Institute for Environmental Research, Victoria, Australia, 8 February 1978. 14 p.

STEWART, P. A. M. 1981. An investigation into the reactions of fish to electrified barriers and bubbles curtains. Fish. Res. 1(1): 3-22.

STRINGER, G.E. and R.G. McMYNN. 1960. Three years' use of toxaphene as a fish toxicant in British Columbia. Can. Fish Cult. 28: 37-44.

SUBRAMANIAN, S. 1983. Eradication of fishes by application of ammonia. Aquaculture 35: 273-275.

SWAIN, D.P. 1979a. Biology of the carp (Cyprinus carpio L.) in North America and its distribution in Manitoba, North Dakota and neighboring U.S. waters Manitoba Dept. Mines, Natural Resources and Environment, MS Rep. No. 79-73. 36 p.

SWAIN, D.P. 1979b. A literature review on methods of controlling the movement of fishes. Manitoba Dept. Mines, Natural Resources and Environment, MS Rep. No. 79-74. 23 p.

TERRIERE, L.C. and R.J. BURNARD. 1975. Uptake, tissue distribution, and clearance of the selective piscicide 1,1'-methylenedi-2-naphtol (Squoxin) by the rainbow trout and the squawfish. J. Agric. Food Chem. 23(4): 714-717.

TERRIERE, L.D., U. KUGEMAGI, A.R. GERLACH and R.L. BOROVICKEA. 1966. The persistence of toxaphene in lake water and its uptake by aquatic plants and animals. J. Agric. Food Chem. 14(1): 66-69.

THOMASSIN, J.P. 1981. Le contrôle des poissons indésirables: un moyen d'aménagement? Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec. 6 p.

THOMASTON, W.W. 1962. The results of population alteration and factors affecting balance in farm ponds in Georgia. Proc. Ann. Conf. Southeast. Assoc. Game and Fish Comm. 16: 361-370.

THREINEN, C.W. 1952. History, harvest and management of the Lake Koshkonong fishery. Wis. Conserv. Dep., Fish. Biol. Invest. Rep. No. 668. Madison, Wis. 33 p.

TOMPKINS, W.A. and C. BRIDGES. 1958. The use of copper sulfate to increase fyke-net catches. Prog. Fish-Cult. 20(1): 16-20.

TREMBLAY, S. 1988. Contrôle des poissons indésirables pour les plans d'eau à Omble de Fontaine au Québec et synthèse des différents moyens de lutte contre les poissons indésirables. Ministère du Loisir, de la Chase et de la Pêche du Québec, Direction de la gestion des espèces et des habitats, Direction régionale du Saguenay/Lac Saint-Jean. 62 p.

TREMBLAY, S. and P. MAGNAN. 1988. Impact of white sucker, Catostomus commersoni, on brook charr, Salvelinus fontinalis, populations: interactions between distantly related taxa. Oecologia (soumis pour publication).

TRIMBERGER, E.J. 1975. Evaluation of angler-use benefits from chemical reclamation of lakes and streams in Michigan, p.60-65. In P.H. Eschmeyer (ed.). Rehabilitation of fish populations with toxicants: a symposium. American Fisheries Society. 74 p.

VANNI, M.J. 1984. Biological control of nuisance algae by daphnia pulex: experimental studies, p. 151-156. In S.J. Downs and J.M. Frazier (ed.). Lake and reservoir management, Proc. 3rd Conf. North Amer. Lake Manag. Soc., Monifield, VA. 604 p.

VIBERT, R. et K.F. LAGLER. 1961. Pêches continentales: biologie et aménagement. Dunod, Paris. 720 p.

WALES, J.H., E.W. MURPHEY and J. HANDLEY. 1950. Perforated plate fish screens. Calif. Fish and Game 36(4): 392-403.

WALKER, C.R. 1969. Problems in clearance and registration of chemical tools used by fish culturists and fishery biologists, p.1-139. In U.S. Bureau of Sport Fisheries and Wildlife, Registration and clearance of chemicals for fish culture and fishery management. U.S. Bureau of Sport Fisheries and Wildlife, Washington, D.C.

WALKER, C.R., R.E. LENNON and B.L. BERGER. 1964. Preliminary observations on the toxicity of antimycin A to fish and other aquatic animals. U.S. Bureau of Sport Fisheries and Wildlife, Investigations in Fish Control No. 2 (Circular No. 186). 18 p.

WALKER, C.R., R.J. STARKEY and L.L. MARKING. 1966. Relation of chemical structure to fish toxicity in nitrosalicylanilides and related compounds. U.S. Bureau of Sport Fisheries and Wildlife, Investigations in Fish Control No. 9 (Resource Publication No. 13). 12 p.

WALTERS, C.J., G. SPANGLER, W.J. CHRISTIE, P.J. MANION and J.F. KITCHELL. 1980. A synthesis of knowns, unknows, and policy recommendation from the Sea Lamprey International Symposium. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 2202-2208.

WARE, G.W. 1983. Pesticides; theory and application. W.H. Freeman and Company, San Francisco. 308 p.

WARNICK, D.C. 1966. Growth rates of yellow perch in two North Dakota lakes after population reduction with toxaphene. U.S. Dep. of the Inter., Bur. of Sport Fish. and Wildl. Resour. Publ. 9. Washington, D.C. 9 p.

WARNICK, D.C. 1977. Commercial fishing or rough fish control in South Dakota, some views and apparent values. South Dakota Department of Game, Fish and Parks, Bulletin No. 7. 22 p.

WERNER, R.G. 1979. Homing mechanism of spawning white suckers in Wolf Lake, New York. New York Fish and Game Journal 26(1): 48-58.

WHALLS, M.J., D.S. SHETTER and J.E. VONDETT. 1956. A simplified rotary fish screen and an automatic water gate. Trans. Am. Fish. Soc. 86: 371-380.

WHITLEY, J.R. 1967. Sodium cyanide, effects on fish. Missouri Department of Conservation. Mimeo. 2 p.

WICKHAM, D.A. 1973. Attracting and controlling coastal pelagic fish with nightlights. Trans. Am. Fish. Soc. 102(4): 816-825.

WILEY, M.L. and C.-F. TSAI. 1983. The relative efficiencies of electrofishing vs. seines in Piedmont streams of Maryland. North Am. J. Fish. Manage. 3: 243-253.

WOLF, P. 1950. A trap for the capture of fish and other organisms moving downstream. Trans. Am. Fish. Soc. 80: 41-45.

WOLLITZ, R.E. 1962. Effects of certain commercial fish toxicants on the limnology of three cold-water ponds, Montana. Proceedings of the Montana Academy of Sciences 22: 54-81.

ZUERLEIN, G. 1981. The white perch in Nebraska. Nebraska Game and Parks Commission, Nebraska Technical Series No. 8. 108 p.

ANNEXE 1

Lettre et questionnaire de l'enquête

Université du Québec à Trois-Rivières
C.P. 500, Trois-Rivières, Québec, Canada G9A 5H7
Telephone (819) 376-5011

Dear Sir or Madam,

The Québec Government has requested Dr. Pierre Magnan and his group at the Université du Québec à Trois-Rivières to 1) review the methods on control of undesirable or harmful freshwater fish, and 2) investigate the possibilities of controlling these species in charr lakes.

The brook charr is the main exploited fish (sportfishing) in Québec. In the past, most of our brook charr populations were allopatric, but 30 or 50 years ago, sportfishermen introduced bait fish in many lakes so that today almost 60% of the brook charr populations live in sympatry with other species. After 10 years of research in our laboratory (reprint enclosed), it has been found that competition with species such as white sucker and some cyprinids resulted in yield decrease ranging from 30 to 60%.

Presently, the only techniques available to control undesirable fish are: 1) the reclamation of charr lakes with rotenone and 2) the setting up of dams at tributaries. These measures are costly and inefficient in the long term, taking into account the fact that reclamation also eliminate indigenous charr populations. We are then searching for an alternative solution and this is the object of this letter.

My mandate is to survey the measures used for the control of undesirable fish species elsewhere in Canada, in the United States and in Europe. It would be a great help to us if you could take a few moments to answer the questionnaire included. Any method is of interest to us, whether it is successful or not.

On the other hand, I would also appreciate if you could get me in touch with anyone you know who has been working on this subject. If my demand concerns someone else in your agency or center, would you please forward this letter.

Since we are short of time for the first part of this work, it would be kind of you to send us all available information as soon as possible. If you are interested in receiving the results of our survey, please indicate your complete address with your sending.

Sincerely yours,

Michèle Lapointe, biologiste
Laboratoire de recherche sur les communautés aquatiques
Département de chimie-biologie
tel.: 819-376-5053 #3390

/ML

encl.

QUESTIONNAIRE

Control of undesirable introduced fish species

Name of agency reporting:

Your name:

---

1. What are the freshwater fish considered undesirable in your state or province or country?

2. How where they introduced?

3. What are the problems those species created where they were introduced?

4.a) Do you have methods to get rid of undesirable fish species?

4.b) What are those methods?

5.a) Is there any research from your agency on the subject of undesirable fish species?

5.b) Do you know anyone from another agency or from a research center who actually works (or has worked in the past) on the subject?

Names and addresses please:

6. If pertinent papers or list of publications are available on this subject, please include a copy with the questionnaire (we will refund the cost for copies if you include a receipt).

If you are interested in receiving the results of our survey, please indicate your complete address here:

Thank you

Details of the control method (experiment), if applicable.

1. Name of water body:

   Area:

   Type of water body:

2. Species present:

   Which of them is undesirable:

3. Method of control used:

4. Assessment (evaluation) of the method after application:

5. Remarks:

ANNEXE 2

Liste des espèces indésirables

Abramis brama	Europe
Alburnus alburnus	Europe
Amia calva	Etats-Unis
Anguilla sp.	Europe
Aplodinotus grunniens	Etats-Unis
Aristichthys nobilis	Etats-Unis
Blicca bjoerkna	Europe
Carassius auratus	Canada, Etats-Unis, Europe
Carpiodes cyprinus	Etats-Unis
Catostomus catastomus	Canada, Etats-Unis
Catostomus sp.	Etats-Unis
Catostomus commersoni	Canada, Etats-Unis
Centrolophus sp.	Etats-Unis
Clarias macrocephalus	Etats-Unis
Clarias batrachus	Etats-Unis
Ctenopharyngodon idella	Etats-Unis
Cyprinus carpio	Canada, Etats-Unis, Europe
Dorosoma cepedianum	Etats-Unis
Esox lucius	Canada, Etats-Unis
Esox sp.	Etats-Unis, Europe
Esox niger	Canada
Esox masquinongy	Canada
Gambusia affinis	Etats-Unis
Gila bicolor	Etats-Unis
Gila atraria	Etats-Unis
Gymnocephalus cernua	Europe
Hypophthalmichths molitrix	Etats-Unis
Ichthyomyzon castaneus	Etats-Unis
Ictalurus sp.	Etats-Unis
Ictalurus nebulosus	Etats-Unis, Europe
Ictalurus melas	Canada, Etats-Unis
Ictiobus cyprinellus	Etats-Unis
Lavinia exilicauda	Etats-Unis
Lepisosteus sp.	Etats-Unis
Lepomis gulosus	Etats-Unis

Lepomis megalotis	Etats-Unis
Lepomis macrochirus	Etats-Unis
Lepomis gibbosus	Etats-Unis, Europe
Lepomis cyanellus	Etats-Unis
Leuciscus idus	Europe
Micropterus salmoides	Etats-Unis
Micropterus punctulatus	Etats-Unis
Morone mississipiniensis	Etats-Unis
Morone chrysops	Etats-Unis
Morone americana	Canada, Etats-Unis
Moxostoma sp.	Etats-Unis
Mylocheilus caurinus	Canada
Notemigonus crysoleucas	Canada, Etats-Unis
Oncorhynchus sp.	Canada
Ophiocephalus sp.	Etats-Unis
Osmerus mordax	Canada
Perca fluviatilis	Europe
Perca flavescens	Canada, Etats-Unis
Petromyzon sp.	Etats-Unis
Petromyzon marinus	Canada, Etats-Unis
Pomoxis sp.	Etats-Unis
Pomoxis annularis	Etats-Unis
Prosopium williamsoni	Canada
Psammoperca waigiensis	Etats-Unis
Pseudorasbora parva	Europe
Ptychocheilus oregonensis	Canada
Pylodictis olivaris	Etats-Unis
Rhinichthys osculus	Etats-Unis
Rhodeus amarus	Europe
Richardsonius balteatus	Canada, Etats-Unis
Richardsonius egregius	Etats-Unis
Rutilus rutilus	Europe
Salmo trutta	Etats-Unis
Salmo gairdneri	Canada, Etats-Unis
Salmo clarki	Etats-Unis

Salvelinus fontinalis	Etats-Unis
Scardinius erythrophthalmus	Etats-Unis
Semotilus atromaculatus	Etats-Unis
Silurus glanis	Europe
Stizostedion vitreum	Etats-Unis
Stizostedion lucioperca	Europe
Tilapia sp.	Etats-Unis
Tinca tinca	Etats-Unis
Umbra limi	Etats-Unis

ANNEXE 3

Liste des répondants

CANADA

Alberta:

C. E. Stenton
Sec. Head Sportfisheries Management
Alberta Fish and Wildlife Division
Main Floor, North Tower
Petroleum Plaza, 9945-108th Street
Edmonton, Alberta
T5K 2C9

Colombie-Britannique:

C. D. Tredger
Recreational Fisheries Branch
780 Blanshard St.
Victoria, BC
V8V 1X5

Manitoba:

Barry Corbett(204) 945-7801
Fisheries Branch
Manitoba Dept. of Natural Resources
Box 40
1495 St. James Street
Winnipeg, Manitoba
R3H 0W9

Nouveau-Brunswick:

M.A. Redmond
Direction of Fishery Management
Department of Natural Resources and Energy
P.O. Box 6000
Fredericton, Nouveau-Brunswick
E3B 4L8

Ontario:

F.W.H. Beamish
Department of Zoology
University of Guelph
Guelph, Ontario
N1G 2W1

Ontario:

Sandra George
Fish Habitat Biologist
Fisheries and Habitat Management
867 Lakeshore Rd.
P.O. Box 5050
Burlington, Ontario
L7R 4A6

Ile-Prince-Edouard:

Alan Godfrey
Fish and Wildlife Division
P.O. Box 2000
Charlottetown, Ile-du-Prince-Edouard
C1A 7N8

Saskatchewan:

John K. Durbin
Sports fish coordinator
Saskatchewan Parks, Recreation and Culture
Fisheries Branch
Box 3003
Prince-Albert, Saskatchewan
S6V 6G1

ETATS-UNIS

Arkansas:

Brett Hobbs
Arkansas Game and Fish Commission
201 Wynn Apt. A
Hot Springs, AR 71913

Arizona:

James N. Hanson
Fishery Management Biologist
Pinetop Fishery Assistance Office
P.O. BOX 39
Pinetop, AZ 85935

Arizona:

Joe Janisch
Arizona Game & Fish
2222 W. Greenway Rd.

California:

Aldo J. Cordone
Fisheries Management Supervisor
California Department Fish & Game
Inland Fisheries Division
1416 9th Street
Sacramento, CA 95814

Connecticut:

James C. Moulton
Assistant director
Bureau of Fisheries
Room 255, State Office Bldg.
Hartford, CT 06106

Delaware:

Roy W. Miller
Program manager, Fisheries Section
DE Division of Fish & Wildlife
P.O. BOX 1401
Dover, DE 19903

Georgia:

Russel H. England
Regional Fisheries Supervisor
Region 2 Fisheries Management
2150 Dawsonville Highway
Gainesville, GA 30501

Guam:

Gerald W. Davis
Department of Agriculture
Aquatic & Wildlife Resources
P.O. BOX 2950
Agana, Guam 96910

Hawai:

William S. Devick
Division of Aquatic Resources
State of Hawai
1151 Punchbowl, Room 330
Honolulu, HI 96813

Illinois:

Rodney W. Horner
Fish pathologist, Aquaculture coodinator
Illinois Department of Conservation, Division of Fisheries
RR 4 BOX 54, Manito, IL 61546

Indiana:

Gary Hudson
Fisheries supervisor
Department of Natural Resources, Division of Fish and Wildlife
Tri-Lakes Fisheries Station
R.R.#4
Columbia City, IN 46725

Iowa:

Thomas W. Gengerke
Regional Fisheries Supervisor
Iowa Dept. Natural Resources
R.R. BOX 7722
Spirit Lake, Iowa 51360

Kansas:

Jim Stephen
Kansas Department of Wildlife and Parks
Emporia Research Office
BOX 1525
Emporia, KS 66801

Kentucky:

Kerry W. Prather
Kentucky Department of Fish and Wildlife Resources
Fishery Lab.,#1 Game Farm Road
Francfort, Kentucky 40601

Louisiana:

David C. Arnoldi
Inland Fisheries and Research Supervisor
Louisiana Department of Wildlife and Fisheries
P.O. BOX 98000
Baton Rouge, LA 70898

Maine:
Philip Andrews
Maine Department of Fish and Wildlife
BOX 1298
Bangor, Maine 04401

Michigan:
Daniel B. Hayes
Department of Fisheries and Wild Life
13 Natural Resources Building
East Lansing, MI 48824
Bangor, ME 04401

Michigan:
James C. Schneider
Michigan Department of Natural Resources
Fisheries Division
Box 30028
Lansing, MI 48909

Minnesota:
Mark Ebbers
Minnesota Department of Natural Resources
Box 12
500 LaFayette Rd.
St-Paul, MN 55115

Missouri:
Marlyn L. Miller
Fisheries Division
Missouri Department of Conservation
P.O. Box 180
Jefferson City, MO 65102

Montana:
Steve L. McMullin
Montana Department of Fish, Wildlife and Parks
1420 East, 6th ave.
Helena, MT 59620

Nebraska:
Steve Schainost
Nebraska Game and Parks Commission
2200 N. 33rd
Lincoln, Nebraska 68503

Nevada:
Patrick D. Coffin
Chief of Fisheries
Nevada Department of Wildlife
P.O. Box 10678
Reno, NV 89520

New Hampshire:
Sandra Dunlop
New Hampshire Fish and Game Department
2 Hazen Drive
Concord, NH 03301

New Jersey:

Robert H. Soldwedel
Supervising biologist
Bureau of Fisheries Laboratory
New Jersey Division Fish Game and Wildlife
Box 394
Lebanon, NJ 08833

New Mexico:

Stephen E. Henry
New Mexico Department Game and Fish
Villagra Bldg.
Santa Fe, NM 87503

New York:

Philip J. Hulbert
New York Department of Environmental Conservation
Bureau of Fisheries, Room 518
50 Wolf Road
Albany, NY 12233

North Carolina:

Fred Harris
NC Wildlife Resources Commission
Division of Boating and Inland Fisheries
512 North Salisbury St.
Raleigh, NC 27611

North Dakota:

Terry Steinwand
North Dakota Game and Fish Department
100 North Bismarck Expressway
Bismarck, ND 58501

Ohio:

Dennis DeVries
Department of Zoology
The Ohio State University
1735 Neil Avenue
Columbus, Ohio 43210

Oklahoma:

Kim Erickson
Department of Wildlife Conservation
Fisheries Division
1801 N. Lincoln
P.O. Box 53465
Oklahoma City, OK 73152

Pennsylvania:

Richard A. Snyder
Fisheries Management Division
Pennsylvania Fish Commission
450 Robinson Lane
Bellefonte, PA 16823

South Carolina:

Mac Watson
South Carolina Wildlife and Marine Resources Dept.
P.O. Box 167
Columbia, SC 29202

envoyer les résultats à:
Joe Logan, Chief of Fisheries

South Dakota:

Robert Hanten
Game, Fish and Parks Department
Fisheries
445 East Capitol
Pierre, SD 57501-3185

Texas:

Roger McCabe
Texas Parks and Wildlife Dept.
1601 E. Crest Dr.
Waco, TX 76705

Utah:

Glenn M. Davis
State Department of Natural Resources
Utah Division of Wildlife Resources
1596 W. North Temple
Salt Lake City, UT 84116-3154

Washington:

Paul E. Mongillo
Washington Department of Wildlife
600 N. Capitol Way
Olympia, WA 98504

Wisconsin:

John H. Klingbiel
Wisconsin DNR
Bureau of Fisheries Management
Box 7921
Madison, WI 53707

Wisconsin:

Philip A. Gilderhus
National Fisheries Research Center
P.O. Box 818
La Crosse, WI 54602

Wisconsin:

Ronald Bruch
Wisconsin DNR
905 Bayshore Drive
Box 2565
Oshkosh, WI 54903

Wyoming:

John Baughman
Fishery Management Coordinator
Wyoming Fish and Game Department
Cheyenne, WY 82002

EUROPE

Suède:

Lennart Persson
Department of Animal Ecology
University of Umea
S-90187 Umea
Suède

Pays-Bas:

Alexander J. P. Raat
Organization Improvement Inland Fisheries
P.O.B. 433, 3430 Ak Nieuwegein
The Netherlands

Allemagne de l'Ouest:

A. Lelek
Forschungsinstitut Senckenberg
Sektion Ichthyologie II & Fischokologie
Senckenberganlage 25
D-6000 Frankfurt/Main
République Fédérale d'Allemagne

Allemagne de l'Ouest:

M. Klein et M. von Lukowicz
Bayerische Landesanstalt für Fischerei
Weilheimer Str. 8, Telefon (08151) 2692-0
8130 Starnberg
République Fédérale d'Allemagne

Tchécoslovaquie:

Dr. Juraj Holcík
Institute of Fishery Research and Hydrobiology
Drienová 3
826 24 Bratislava
Czechoslovakia

Finlande:

Jukka Ruuhijärvi
Finnish Game and Fisheries Research Institute
Evo Inland Fisheries and Aquaculture Research Station
SF-16970, Evo
Finlande

Belgique:

J.C. Micha
Unité biologie des eaux
Faculté Notre-Dame de Namur
Rue de Bruxelles 61
B-5000 Namur
Belgique

Suisse:

Anonyme
Office fédéral de la protection de l'environnement
Division protection des eaux et pêche
CH-3003 Berne
Suisse

Angleterre:

E.C.E. Potter
Directorate of Fisheries Research
Ministry of Agriculture, Fisheries and Food
Pakefield Road, Lowestoft
Suffolk NR33 OHT
England

Irlande

Christopher Moriarty
Fisheries Research Center
Abbotstown
Dublin 15
Ireland

Pologne:

Anonyme
Instytut Rybactwa Sródladowego
Im. Stanislawa Sakowicza
10-957 Olsztyn-Kortowo Bl. 5
Télex: 0522316
0080192

Gouvernement du Québec
Ministère du Loisir,
de la Chasse et de la Pêche
Direction de la gestion
des espèces et des habitats

SP 1758-07-90